

Erläuterungen zur Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (konsolidiert)

Vorbemerkungen

Die Qualitätszielverordnung Ökologie OG wurde am 29. März 2010 unter BGBl. II Nr. 99/2010 kundgemacht, mit BGBl. II Nr. 461/2010 geringfügig adaptiert und zuletzt mit BGBl. II Nr. 369/2018 einer Aktualisierung unterzogen (zu den wesentlichen Inhalten dieser Novellen siehe Kapitel 1 b und 1 c).

Da die jeweiligen Erläuternden Bemerkungen nicht im BGBl publiziert wurden, beinhaltet dieser Leitfaden als Hilfestellung für die Anwendung die redaktionell bearbeiteten an die derzeit geltende Fassung der QZV Ökologie OG sowie an den Erlass zur QZV Ökologie OG (22.12.2011, BMLFUW-UW.4.1.4/0002-I/4/2011; sh. Anhang) angepassten Erläuternden Bemerkungen.

Die Erläuterungen zur Stammfassung der QZV Ökologie OG wurden um die Erläuterungen zu den Novellen der QZV Ökologie OG in den Jahren 2010 und 2018 ergänzt sowie die Erläuterungen zu den Anlagen mit den entsprechenden Bestimmungen der QZV Ökologie OG zusammengeführt (Aktualisierung der Erläuterungen).

Im Allgemeinen werden

- die einzelnen Paragraphen im vorliegenden Leitfaden zwecks besserer Übersichtlichkeit mit der Überschrift aus dem Verordnungstext ergänzt,
- die aktuellen Verlinkungen mit den fachlichen Leitfäden sowie sonstigen weiterführenden Dokumenten und Tools abgebildet
- die Verweise auf die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer aktualisiert,
- die bisherigen Phasen und Ergebnisse der Interkalibrierung zur Vergleichbarkeit der biologischen Bewertung dargestellt,

VISIT...

LANZAROTE
Caliente.COM

- für die künstlichen und erheblich veränderten Gewässer weitere Präzisierungen im Rahmen der Änderung der QZV Ökologie OG durch Novelle BGBl. II Nr. 369/ 2018 sowie die Verweise auf den entsprechenden Leitfaden ergänzt.

Im Besonderen werden

- die Beurteilung der Relevanz der einzelnen Qualitätskomponenten bei Eingriffen dargelegt,
- bezüglich der Möglichkeit der kleinräumigen Überschreitung von Qualitätszielen Verweise auf die Beispiele des Erlasses zur QZV Ökologie OG ergänzt,
- die Ausführungen, wonach im sehr guten Zustand keine anthropogen erzeugten Abflussschwankungen mit ökologisch relevanten Schwall-Sunk-Erscheinungen auftreten dürfen,
- die Ausführungen zur Veränderung der Fließgeschwindigkeit im sehr guten und guten Zustand (ohne Wertangabe),
- sowie die Beurteilung des Makrozoobenthos in Seen sowie des Phytoplanktons in der Donau angepasst,
- der Begriff „Mindestwasserführung“ durch „Basiswasserführung“ ersetzt,
- eine bessere Aufgliederung in „Basiswasserführung“ und „Dynamischer Anteil“ sowie eine Präzisierung zur „Dynamisierung“ vorgenommen,
- das Wort „Schwellbetrieb“ durch „Schwallbetrieb“ ersetzt,
- Chlorophyll-a in das Bewertungsverfahren einbezogen
- Anpassungen im Zusammenhang mit den für die Fischwanderungen relevanten Werten und Formulierungen vorgenommen,
- sowie bezüglich der Fischfauna in Seen im Rahmen des Interkalibrierungsverfahrens die Version der österreichischen Bewertungsmethode grundlegend überarbeitet und erweitert; für die Beurteilung werden 8 Bewertungsfaktoren herangezogen und die ursprünglich 5 Bewertungsfaktoren somit abgeändert.

Inhaltsverzeichnis

Erläuterungen zur Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (konsolidiert)	1
Vorbemerkungen	1
Inhaltsverzeichnis	3
1. Hintergrund zur Qualitätszielverordnung Ökologie OG, BGBl. II Nr. 99/2010 sowie zu den Änderungen durch BGBl. II Nr.461/2010 und BGBl. II Nr. 369/ 2018	5
a) Allgemeines.....	5
b) Änderung der QZV Ökologie OG durch Novelle BGBl. II Nr.461/2010	6
c) Änderung der QZV Ökologie OG durch Novelle BGBl. II Nr. 369/ 2018	6
2. a) Erläuterungen – Allgemeiner Teil	9
2. b) Erläuterungen – Besonderer Teil	14
§ 1 Ziel.....	14
§ 2 Geltungsbereich.....	15
§ 3 Begriffsbestimmungen.....	19
§ 4 Qualitätskomponenten für die Bestimmung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern	21
§ 5 Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten des guten ökologischen Zustandes für Fließgewässer	28
§ 6 Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässer und Seen	31
§ 7 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer) -Phytoplankton	36
§ 8 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer) -Makrophyten	36
§ 9 iVm Anlage D Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer) - Phytobenthos.....	37
§ 10 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer) –Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos)	40
§ 11 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer) – Fischfauna	42
§ 12 Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand (Fließgewässer)	44
§ 13 Richtwerte für den guten hydromorphologischen Zustand (Fließgewässer)	48
§ 14 Qualitätsziele für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer)	59
§ 15 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (für Seen) - Phytoplankton	64
§ 16 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (für Seen) - Makrophyten	67

§ 17 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (für Seen) - Fischfauna	68
§ 18 Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand (für Seen)	70
§ 19 Richtwerte für den guten hydromorphologischen Zustand (für Seen)	70
§ 20 Qualitätsziele für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (für Seen)	71
Anhang	77

1. Hintergrund zur Qualitätszielverordnung Ökologie OG, BGBl. II Nr. 99/2010 sowie zu den Änderungen durch BGBl. II Nr. 461/2010 und BGBl. II Nr. 369/ 2018

a) Allgemeines

Aufgrund gemeinschaftsrechtlicher Vorgaben durch die Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) wurde mit der Novelle 2003 in § 30a Abs. 1 Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG 1959) als Umweltziel für Oberflächengewässer u.a. der gute ökologische Zustand und ein Verschlechterungsverbot des jeweiligen Zustandes verankert. Mit Verordnung sind der gute ökologische Zustand sowie die im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zustände für Oberflächengewässer auf der Grundlage des Anhangs C zum WRG 1959 sowie der Ergebnisse des Interkalibrationsverfahrens mittels charakteristischer Eigenschaften sowie Grenz- oder Richtwerten näher zu bezeichnen (§ 30a Abs. 2 WRG 1959).

Ziel der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG) ist eine Beurteilung der ökologischen Qualität von Oberflächengewässern mittels festgelegter Werte für gemäß § 30a Abs. 1 WRG 1959 zu erreichende Zielzustände sowie im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot.

In der QZV Ökologie OG werden – unter Zugrundelegung der allgemeinen Bestimmungen des ökologischen Zustandes in Anhang C zum WRG 1959 – Werte für die biologischen, hydro-morphologischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten für den sehr guten, guten, mäßigen, unbefriedigenden und schlechten ökologischen Zustand festgelegt. Die Festlegungen erfolgen typspezifisch, d.h. gesondert für Fließgewässertypen und Seentypen, die sich durch naturräumliche und biotische Faktoren zum Teil erheblich voneinander unterscheiden.

Mit der Festlegung von Umweltzielen in der QZV Ökologie OG werden die Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 näher konkretisiert.

Die Vorgangsweise bei der Bewertung des ökologischen Zustands und der Abschätzung von Auswirkungen von neuen Eingriffen entspricht im Wesentlichen jener der Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit, die bereits seit 1990 im WRG 1959 verankert ist

Weiters enthält die Verordnung Festlegungen über den Umgang mit den Qualitätszielen im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren sowie darüber, welche Qualitätskomponenten bei

welcher Art von Belastungen bzw. Einwirkungen zur Beurteilung des ökologischen Zustandes heranzuziehen sind.

b) Änderung der QZV Ökologie OG durch Novelle BGBl. II Nr.461/2010

Aufgrund der RL 2009/90/EG der Kommission vom 31. Juli 2009 zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates war die QZV Ökologie OG (BGBl. II Nr. 99/2010) anzupassen. Die RL ist am 21. August 2009 in Kraft getreten und war bis 21. August 2011 in nationales Recht umzusetzen. Die RL 2009/90/EG enthält Mindestkriterien für Analysenmethoden und Festlegungen für den Umgang mit Analysenwerten unter der Bestimmungsgrenze bzw. Nachweisgrenze bei der Mittelwertbildung.

Die QZV Ökologie OG wurde mit BGBl. II Nr.461/2010 an diese Vorgaben angepasst (mit diesem BGBl wurden auch die QZV Chemie Oberflächengewässer und die QZV Chemie Grundwasser an die Vorgaben der RL 2009/90/EG angepasst).

Die Qualitätskomponente Salzgehalt ist gemäß der RL 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) Teil der allgemeinen chemischen Qualitätskomponenten und der allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten. In die QZV Ökologie OG wird daher für Fließgewässer ein Richtwert für den den Salzgehalt abbildenden Parameter Chlorid aufgenommen.

c) Änderung der QZV Ökologie OG durch Novelle BGBl. II Nr. 369/ 2018

Die QZV Ökologie OG wird mit der Änderung durch BGBl. II Nr. 369/2018 aufgrund der zwischenzeitlich vorliegenden Ergebnisse der Interkalibrierung an die aktuellen Erfordernisse angepasst. Diese Anpassungen betreffen im Wesentlichen Bewertungsmethoden für das Phytoplankton sowie für die Fische in Seen (§§ 15, 17 QZV Ökologie OG).

Für die erheblich veränderten und die künstlichen Oberflächenwasserkörper gilt, neben dem Ziel des guten chemischen Zustands, das gute ökologische Potenzial als spezifisches Umweltziel. Da diese Typen von Oberflächenwasserkörpern jedoch eine eigene Gewässerkategorie mit zahlreichen Besonderheiten darstellen, enthält die QZV Ökologie OG auch in der durch BGBl. II Nr. 369/2018 geänderten Fassung keine näheren Festlegungen.

Für die künstlichen und erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper sind die Werte für die biologischen, hydromorphologischen und die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten heranzuziehen, es sei denn, die veränderten Merkmale, die zur Ausweisung als künstlicher oder erheblich veränderter Wasserkörper geführt haben,

sind kausal dafür, dass die Werte nicht erreicht werden können. Bei dieser Beurteilung sind die Werte der biologischen, hydromorphologischen und allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten unter Berücksichtigung der veränderten Merkmale festzulegen.

Im Rahmen einer auch zukünftig vorzunehmenden Einzelfallbeurteilung sind für die Bewertung des ökologischen Potentials dieser Typen von Oberflächenwasserkörpern die Vorgaben des WRG 1959 Anhang C (Anhang V, 1.2.5 WRRL) heranzuziehen. Eine detaillierte Hilfestellung für die Festlegung des guten ökologischen Potentials sind im auf Grundlage der CIS-Leitfäden (Nr. 4 und Nr. 13) erstellten „Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer – Biologische Definition des guten ökologischen Potentials“¹ zu finden.

Im Zusammenhang mit dem ökologisch notwendigen Mindestwasserabfluss (§ 13 Abs. 2 QZV Ökologie OG) für den guten ökologischen Zustand hat sich bei bestimmten Gewässertypen gezeigt, dass die Abgabe von 50% des mittleren Jahresniederschlags (MJNQ_t) die Durchgängigkeit des Oberflächengewässers nicht garantiert. Davon betroffen sind beispielsweise kleine Gewässer, Gewässer mit grober Verblockung, hohem Gefälle, starker Geschiebeführung oder auch breite Gewässerbette mit nur schmalen Abflussbereich. Bei diesen Oberflächengewässern erfordert die Festlegung des ökologisch notwendigen Mindestwasserabflusses eine entsprechende Messung im Rahmen einer Einzelfallbeurteilung und eine Festsetzung der Restwassermenge über dem Wert 50% MJNQ_t. Die in der Anlage G zur QZV Ökologie OG aufgestellte Prognose, dass durch eine Mindestdotierung in Höhe von 50% MJNQ_t die Einhaltung der Werte für die Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten und damit die Durchgängigkeit des Gewässers mit hoher Sicherheit gewährleistet werden kann, gilt daher nur, solange keine anderen fachlichen Grundlagen Gegenteiliges nahelegen.

Durch den bisher festgelegten Richtwert von 0,3 m/s für die Fließgeschwindigkeit konnte die Einhaltung des guten ökologischen Zustands nicht garantiert werden. Da sich sowohl eine Reduktion als auch eine Erhöhung der typspezifischen Fließgeschwindigkeit negativ auf den ökologischen Zustand auswirken kann, wurde die neue Festlegung allgemeiner gefasst und bezieht sich nun auf anthropogene Veränderungen der Fließgeschwindigkeit. Die Formulierung berücksichtigt nun Auswirkungen der veränderten Fließgeschwindigkeit auf die Substratverhältnisse und die Durchwanderbarkeit.

Expliziter hervorgehoben werden soll nunmehr, dass die Bewertungsergebnisse aller Qualitätskomponenten grundsätzlich auf Plausibilität zu überprüfen sind.

¹ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar

Weitere Inhalte der Novelle betreffen Klarstellungen auf Grund aufgetretener Probleme im wasserrechtlichen Vollzug, Änderungen von Formulierungen oder Fehlerbereinigungen.

Neben der Ergänzung einer Definition für Schwall und Sunk erfolgt nun die Festlegung, dass auch im sehr guten hydromorphologischen Zustand sehr geringfügige anthropogene Abflussschwankungen zulässig sind.

Änderungen und Ergänzungen von Bewertungsmethoden betreffen eine Methodenänderung beim Phytobenthos (§ 9) und Adaptierungen bei einzelnen Gewässertypen beim Makrozoobenthos (§ 10), weiters erfolgt eine Anpassung der Chlorid-Werte sowie die Streichung des DOC.

Aus Anlass des Urteils des EuGH vom 1.7.2015 in der Rs C-461/13, welches die Auslegung von Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff i bis iii der WRRL zum Inhalt hat, sollen Klarstellungen für die Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen in Gewässer im Zusammenhang mit dem Verschlechterungsverbot erfolgen. Überdies wird klargestellt, dass sich die Bewertung immer auf den Zustand eines Oberflächenwasserkörpers bezieht.

Anlagen - Allgemeines

In den Anlagen zur QZV Ökologie OG wurde mit BGBl. II Nr. 369/2018 die strukturelle Abfolge verbessert, in dem zuerst die festgelegten Werte, dann die Einschränkungen und abschließend die methodischen Vorgaben angeführt werden. Bei den Einschränkungen des Anwendungsbereichs bei bestimmten Gewässertypen wird nunmehr zunächst unterschieden, ob Werte der Klassengrenzen oder Qualitätskomponenten nicht anwendbar sind. Aufgrund einer Überarbeitung der Bewertungsmethode für das Phytobenthos wurden die Referenzwerte und Klassengrenzen in Anlage D geändert. Für einzelne Gewässertypen wurden die Referenzwerte für das Makrozoobenthos (Anlage A 2.3, Anlage E 3) angepasst.

Verordnungsaufhebungen

Die EU Fischgewässerrichtlinie 78/659/EWG wurde in Österreich in erster Linie durch die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, über die Qualität von schutz- oder verbesserungsbedürftigem Süßwasser zur Erhaltung des Lebens der Fische („Fischgewässerverordnung“), veröffentlicht im Amtsblatt zur Wiener Zeitung Nr. 240, 15. Dezember 2000, umgesetzt.

Die EU Fischgewässerrichtlinie ist mit 22. Dezember 2013 ausgelaufen und in den Geltungsbereich der WRRL übergegangen. Die entsprechende Festlegung der Qualitätsziele erfolgte (typspezifisch) in den QZV Chemie und Ökologie. Da durch die WRRL ein flächendeckender

Ansatz verfolgt wird und die Qualitätsziele für alle Gewässer gelten, ist eine Ausweisung von gesonderten Schutzgebieten für Fischgewässer nicht mehr erforderlich.

Die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, über die Qualität von schutz- oder verbesserungsbedürftigem Süßwasser zur Erhaltung des Lebens der Fische sowie die Verordnungen des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft vom 7. August 1973 zur Verbesserung der Wassergüte der Mur und ihrer Zubringer im Land Steiermark, BGBl. Nr. 423/1973, und vom 14. April 1977 zur Verbesserung der Wassergüte der Donau und ihrer Zubringer, BGBl. Nr. 210/1977, werden durch die QZV Ökologie OG in der gültigen Fassung, obsolet und daher aufgehoben.

2. a) Erläuterungen – Allgemeiner Teil

Ziel der QZV Ökologie OG ist die Festlegung von gemäß § 30a Abs. 1 des Wasserrechtsgesetzes 1959 (WRG 1959) zu erreichenden Zielzuständen sowie von im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zuständen für Typen von Oberflächengewässern.

Gemäß § 30a Abs. 2 WRG 1959 hat die Bundesministerin für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) mit Verordnung die zu erreichenden Zielzustände sowie die im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zustände für Oberflächengewässer mittels charakteristischer Eigenschaften sowie Grenz- oder Richtwerten näher zu bezeichnen.

Gemäß § 30a Abs. 3 Z 4 WRG 1959 ist der **ökologische Zustand** definiert als „die Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer, in Verbindung mit Oberflächengewässern stehender Ökosysteme (Gewässer, samt der für den ökologischen Zustand maßgeblichen Uferbereiche) gemäß einer auf Anhang C basierenden Verordnung (Abs. 2 Z 1)“.

Die **ökologische Funktionsfähigkeit** ist die Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des Gewässertyps. Die ökologische Funktionsfähigkeit ist dann gegeben, wenn ein Ökosystem die Fähigkeit zur Erhaltung von Regulation (= Fähigkeit zur Erhaltung der natürlichen Ausprägung), Resilienz (= Fähigkeit, nach Überwindung vorübergehender Störungen die charakteristische Ausprägung wieder zu erreichen) und Resistenz (= Widerstand eines Ökosystems gegenüber störenden Einflüssen) aufweist.

Die ökologische Funktionsfähigkeit impliziert, dass die natürlichen am und im Gewässersystem vorkommenden Tier- und Pflanzenarten autochthone Bestände ausbilden können. Die Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit bedeutet daher die langfristige Bestandssi-

cherung der gewässertypischen Fauna und Flora. Eine Störung der ökologischen Funktionsfähigkeit zeigt sich in quantitativen und qualitativen Veränderungen der Biozönosen und kann bis zum Ausfall autochthoner Arten oder zum Auftreten gänzlich neuer Arten führen.

Die ökologische Funktionsfähigkeit und damit die Lebensbedingungen in und an Gewässern werden ganz wesentlich durch die Wasserqualität, Abflusssdynamik und Strukturausstattung bestimmt. Die zur Bewertung heranzuziehenden biologischen Qualitätskomponenten sind unterschiedlich gute Indikatoren für die verschiedenen stofflichen und hydromorphologischen Belastungen, sodass sie gemeinsam alle in Frage kommenden Belastungssituationen abdecken.

Während für den chemischen Zustand EU-weit einheitliche Qualitätsziele vorliegen, hat die **Festlegung des ökologischen Zustandes** (mit Ausnahme der spezifischen synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffe) typspezifisch zu erfolgen. Für jeden Gewässertyp sind Qualitätsziele zu formulieren. Hierfür sind die Gewässer nach naturräumlichen Gegebenheiten in Fließgewässertypen einzuteilen und die für die verschiedenen Fließgewässertypen relevanten Referenzbedingungen, die dem sehr guten Zustand entsprechen, zu beschreiben. Dies hat jeder Mitgliedstaat gesondert vorzunehmen und dabei für die biologischen, hydromorphologischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten die für die jeweiligen Qualitätskomponenten relevanten Parameter – auf der Grundlage der in Anhang V der WRRL festgelegten Kriterien (in Österreich umgesetzt in Anhang C zum WRG 1959) – auszuwählen. Die für Österreich und somit auch für die Bestimmung des ökologischen Zustandes relevanten einzelnen Parameter sind in § 4 Abs. 2 bis 4 der Verordnung aufgezählt.

In Abweichung von den jeweiligen Referenzbedingungen (entspricht dem sehr guten Zustand = 1) waren abgestufte Werte für die Zustandsklassen gut (= 2), mäßig (= 3), unbefriedigend (= 4) und schlecht (= 5) festzulegen.

Für die Beurteilung der Gewässer anhand der biologischen Qualitätskomponenten wurden **Bewertungsverfahren** entwickelt. Die biologischen Qualitätskomponenten werden mittels ausgewählter Kriterien, wie z.B. Artenzusammensetzung, Diversität oder Anteil störungsempfindlicher Arten zusammenfassend bewertet.

Genaue Bewertungsverfahren wurden für den Bereich der Fließgewässer für die Qualitätskomponenten Makrophyten, Phytobenthos, Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) und Fischfauna, für den Bereich der Seen für die Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Fischfauna entwickelt.

Die biologischen Bewertungsmethoden für Fließgewässer und Seen wurden in Form von **Leitfäden** veröffentlicht („Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente“) ² Es handelt sich dabei um von Fachexperten erarbeitete technische Arbeitsbehelfe. Sie enthalten detaillierte Beschreibungen und eine Anleitung für alle zur Bewertung der Probenstelle notwendigen Schritte:

- Auswahl des Zeitpunkts der Probennahme
- Auswahl der repräsentativen Probenstelle bzw. Probenstrecke
- Methodik der Probennahme
- Methodik der Probenaufarbeitung
- Methodik der Auswertung
- Durchführung der Berechnungen, Indices- und Ergebnisermittlung.

Der Band „Einleitung“ enthält außerdem eine allgemeine Beschreibung der Bewertungsmethoden sowie eine Anleitung zur Bewertung des Gesamtzustandes und zur Durchführung der Plausibilitätsprüfung der Bewertungsergebnisse.

Die Vorgaben in den Arbeitsbehelfen spiegeln den aktuellen Stand des Wissens wider. Falls erforderlich, werden die Bewertungsmethoden aufgrund von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen bzw. Erfahrungen aus der Gewässerüberwachung nachjustiert.

Chemisch-physikalische Eigenschaften des Wassers und der Sedimente wie auch die Hydrologie und Morphologie des Gewässers sind verantwortlich für die charakteristische Ausprägung der aquatischen Lebensgemeinschaften, sie werden daher in der WRRL als „unterstützende“ Qualitätskomponenten bezeichnet. Die Biozönose selbst integriert sämtliche Einwirkungen auf ein Gewässer und ist somit die wesentliche Kenngröße, um mögliche Wechsel- und Summationswirkungen zu erfassen; den biologischen Komponenten kommt daher für die ökologische Bewertung besondere Bedeutung zu.

Als Unterstützung dazu werden für die allgemeinen chemisch-physikalischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten Richtwerte für den guten Zustand festgelegt. Diese Richtwerte sollen insbesondere auch eine Hilfestellung bei der Abschätzung von Auswirkungen anthropogener Eingriffe auf den Zustand eines Gewässers bieten.

² Der Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

Um die Vergleichbarkeit der biologischen Bewertung in Europa zu gewährleisten, ist in der Wasserrahmenrichtlinie ein **Interkalibrierungsprozess** verankert. Dafür wurden internationale Arbeitsgruppen für die verschiedenen geografischen Regionen eingerichtet.

Im Rahmen der Interkalibrierung wurden die Bewertungsmethoden hinsichtlich der Einhaltung der Vorgaben des Anhang V der WRRL überprüft und eine zulässige Bandbreite für die Grenzwerte sehr gut/gut und gut/mäßig festgelegt.

In der ersten Phase wurden die Qualitätskomponenten Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) und Phytobenthos in Fließgewässern sowie Phytoplankton und Makrophyten in Seen verglichen. Die österreichischen Bewertungsverfahren entsprachen dabei allen Vorgaben, die Werte der Klassengrenzen wurden in wenigen Ausnahmefällen adaptiert.

Für das Makrozoobenthos in Seen sowie Phytoplankton in Fließgewässern wurden zuletzt im Rahmen der Interkalibrierung neue Methoden entwickelt, die sich derzeit in einer Testphase befinden.

Die bisherigen Ergebnisse der Interkalibrierung wurden in Kommissionsentscheidungen (2008/915/EC, 2013/480/EC und 2018/229/EC) veröffentlicht.

Aufbau der Verordnung, Anhang und Hintergrunddokumente

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über den Aufbau der Verordnung, den Anhang und die Hintergrunddokumente:

Verordnungstext	Anhang	Hintergrunddokumente
1. Hauptstück: Allgemeine Bestimmungen		
§1 Ziel		
§2 Geltungsbereich		
§3 Begriffsbestimmungen		
§4 Qualitätskomponenten für die Bestimmung des ökologischen Zustands	Anlage A Typen von Oberflächengewässern Anlage A 1 Aquatische Bioregionen Anlage A 2	Karten O-TYP1 bis O-TYP 5³ Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente ⁴ , Einleitung Chemische Komponenten des ökologischen Zustands: Anlagen B und

³ Alle Karten sind im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter [Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Anhang Karten \(PDF\)](#) bzw. als Web-GIS Karten unter [Wasser Karten](#) verfügbar.

⁴ Der Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar

Verordnungstext	Anhang	Hintergrunddokumente
	Fließgewässer Anlage A 3 See	C der QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006)
§5 Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten für Fließgewässer		Oberflächenwasserkörper: Methodik der Ist-Bestandsanalyse 2005, NGP
§6 Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen für Fließgewässer und Seen	Anlage B Aussagekraft der Qualitätskomponenten Anlage B 1 Fließgewässer Anlage B 2 Seen	
2. Hauptstück: Fließgewässer		
1. Abschnitt: Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten		
§7 Phytoplankton		Z 2 Anhang C WRG
§8 Makrophyten	Anlage C	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A4 – Fließgewässer/ Makrophyten
§9 Phytobenthos	Anlage D	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A3 – Fließgewässer/ Phytobenthos
§10 Makrozoobenthos	Anlage E	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Fließgewässer/ Makrozoobenthos
§11 Fischfauna	Anlage F	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fließgewässer/Fische
2. Abschnitt: Qualitätsziele für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten		
§12 Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand		Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern Hydromorphologische Leitbilder (DVD) Karte O-TYP 2
§13 Qualitätsziele für den guten hydromorphologischen Zustand	Anlage G	Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern
3. Abschnitt: Qualitätsziele für die allgem. Physikal.-chem. Qualitätskomponenten		
§14 Qualitätsziele für die allgem. Physikal.-chem. Qualitätskomponenten	Anlage H	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – allgemein physikal.-chem. Qualitätskomponenten in Fließgewässern GZÜV (BGBl. II 479/2006)
3. Hauptstück: Seen		
1. Abschnitt: Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten		

Verordnungstext	Anhang	Hintergrunddokumente
§15 Phytoplankton	Anlage I	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B2 – Seen/Phytoplankton
§16 Makrophyten	Anlage J	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B3 – Seen/Makrophyten
§17 Fischfauna	Anlage K	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1 – Seen/Fische
2. Abschnitt: Qualitätsziele für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten		
§18 Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand		
§19 Qualitätsziele für den guten hydromorphologischen Zustand		
3. Abschnitt: Qualitätsziele für die allgem. physikal.-chem. Qualitätskomponenten		
§20 allgem. physikal.-chem. Qualitätskomponenten	Anlage L	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – allgemein physikal.-chem. Qualitätskomponenten in Seen GZÜV (BGBl. II 479/2006)
Schlussbestimmungen		
§21 In Kraft Treten		
§22 Bezugnahme auf Gemeinschaftsrecht		

2. b) Erläuterungen – Besonderer Teil

§ 1 Ziel

Der ökologische Zustand setzt sich aus biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zusammen. Zu den physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zählen gemäß dem Anhang C zum WRG 1959 auch die spezifischen synthetischen und die spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe. Für diese Komponenten sind Werte für den sehr guten und den guten Zustand in der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG), BGBl. II Nr. 96/2006 idF BGBl. II Nr. 363/2016, festgelegt.

§ 2 Geltungsbereich

In der QZV Ökologie OG werden Qualitätsziele für alle Oberflächenwasserkörper außer für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper (§ 30b Abs. 3 WRG 1959) festgelegt.

Der **räumliche Geltungsbereich** der Verordnung umfasst somit sämtliche natürliche Oberflächengewässer.

Für künstliche und erheblich veränderte Gewässer werden in der QZV Ökologie OG keine gesonderten Festlegungen getroffen. Für die Einzelfallbeurteilung solcher Gewässertypen finden sich Hilfestellungen im Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer⁵, im Erlass zur QZV Ökologie OG sowie grundsätzliche Klarstellungen im Kapitel 1. c des vorliegenden Leitfadens.

Für spezielle Gewässertypen und spezielle Typausprägungen ist der **sachliche Geltungsbereich** dieser Verordnung auf bestimmte Qualitätskomponenten bzw. Einzelmodule eingeschränkt.

Fließgewässer

Für diese speziellen Gewässertypen und speziellen Typausprägungen war es entweder aufgrund nicht ausreichender Daten oder zu großer natürlicher Variabilität innerhalb der Referenzbedingungen bisher nicht möglich, für alle Qualitätskomponenten geeignete Bewertungsmethoden zu entwickeln.

Spezielle Gewässertypen sind:

- Gletscherbäche,
- Fließgewässer <10 km² Einzugsgebiet,
- große Flüsse,
- sommerwarme Seeausrinne,
- Quell-/ Grundwassergeprägte Gewässerstrecken,
- Moorbäche,
- Thermalbäche,
- intermittierende Bäche.

⁵ Der Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

Spezielle Typausprägungen sind:

- Mäanderstrecken,
- Furkationsstrecken,
- Verebnungsstrecken,
- Sinter-Abschnitte,
- Wasserfälle,
- Kaskaden,
- Schluchtstrecken,
- natürlich rückgestaute Bereiche.

Nähere Umschreibungen der speziellen Typausprägungen finden sich im „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente“, Teil A2 Makrozoobenthos.

Für diese speziellen Gewässertypen und Typausprägungen ist eine Experteneinschätzung notwendig, die die Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 zu berücksichtigen hat. Dies trifft aber nicht in jedem Fall für alle Qualitätskomponenten zu, sodass Teilbereiche der Methoden sehr wohl anwendbar sind (z. B. Bewertung der saprobiellen und trophischen Belastung ist möglich, multimetrischer Index des Makrozoobenthos ist aber nicht anwendbar).

Nachstehende Tabelle gibt einen Überblick, welche **biologischen Qualitätskomponenten** (bzw. Einzelmodule) für welchen speziellen Gewässertyp/Typausprägung anwendbar sind.

	Phytobenthos			Makro- phyten	Benthische wirbel- lose Fauna (Makro- zoobenthos)		Fische
Gewässertyp	Trophie	Saprobie	Referenz- arten		Saprobie	Allg. Degrada- tion	im Fisch- lebens- raum
Gletscherbäche	ja	ja	ja	ja	ja	nein	(ja)*
Gewässer <10km² Einzugsge- biet	(ja)*	(ja)*	(ja)*	(ja)*	ja	nein	ja
sommerwarme Seeausrinne	ja	ja	ja	(ja)*	ja	nein	ja
Quell-/Grund-wassergeprägte Gewässer-strecken	ja	ja	ja	(ja)*	nein	nein	ja
Moorbäche	ja	ja	(ja)*	(ja)*	nein	nein	(ja)* falls natürl. pH <6,0
Thermalbäche	(ja)*	(ja)*	(ja)*	nein	nein	nein	nein
intermittierende Bäche	ja	ja	ja	ja	nein	nein	nein
Mäanderstrecken	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Furkationsstrecken	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Verebnungsstrecken	ja	ja	ja	(ja)*	ja	ja	ja
Sinter-Abschnitte	ja	ja	(ja)*	nein	nein	nein	(ja)*
Wasserfälle, Kaskaden, Schluchtstrecken	ja	ja	ja	ja	nein	nein	(ja)*
natürlich rückgestaute Berei- che	ja	ja	ja	(ja)*	nein	nein	nein
Große Flüsse: Donau, March, Thaya	ja	ja	ja	ja	ja	Ja**	ja

* Die Bewertungsmethode ist zwar grundsätzlich anwendbar, die Ergebnisse sind jedoch besonders kritisch zu hinterfragen, da aufgrund der abweichenden hydromorphologischen bzw. physikalisch-chemischen Verhältnisse Verschiebungen im Bewertungsergebnis nicht auszuschließen sind. Bei diesen Gewässertypen ist jedenfalls eine strenge Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse vorzunehmen.

** für das Makrozoobenthos in Donau, March und Thaya wurde im Rahmen der Interkalibrierung ein Methodenvorschlag erarbeitet, der sich in einer Testphase befindet.

Für die Beurteilung der **allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter** in diesen speziellen Gewässertypen ist als Basis für eine Expertenbetrachtung vorerst jener Wert heranzuziehen, der sich bei Zuordnung zum entsprechenden Typ, in dem die Gewässerstrecke liegt (Bio-region, Einzugsgebietsgröße, Höhenlage und saprobieller bzw. trophischer Grundzustand), ergeben würde. Dieses Ergebnis ist anschließend auf Plausibilität zu überprüfen. Insbesondere ist zu hinterfragen, ob Veränderungen der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter durch die Typausprägung oder durch anthropogene Belastungen bedingt sind. Für die Beurteilung kann auch ein anderer mit der jeweiligen Situation vergleichbarer Gewässertyp herangezogen werden. Die Beurteilung des Gewässerabschnitts ist plausibel darzustellen.

Beispiele:

- Sommerwarme Seeausrinne: Die Temperaturverhältnisse sind hier natürlicherweise erhöht, die Anwendbarkeit der übrigen Parameter ist zu prüfen;
- Moorgewässer: Der pH-Wert ist natürlicherweise im sauren Bereich und der DOC-Wert (gelöster organischer Kohlenstoff) ist natürlicherweise erhöht. Hier könnten z. B. die Werte des Granit- und Gneis-Gebietes der Böhmisches Masse als Vergleichswerte herangezogen werden.

Die Fischbewertungsmethode ist generell auf die Anwendung im natürlichen Fischlebensraum beschränkt. Bereits im Bereich der oberen Verbreitungsgrenze eignet sich die Fischzönose nur mehr bedingt zur Beurteilung des ökologischen Zustands (siehe auch die Erläuterungen zu § 11).

Seen

Für einige Seentypen war es entweder aufgrund nicht ausreichender Daten oder zu großer natürlicher Variabilität innerhalb der Referenzbedingungen bisher nicht möglich, für alle biologischen Qualitätskomponenten geeignete Bewertungsmethoden zu entwickeln. In diesen Fällen ist eine Experteneinschätzung notwendig, bei der die Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 zu berücksichtigen sind.

Das betrifft folgende Seentypen:

- Seen der Pannonischen Tiefebene
- Seen der Nördlichen Kalkhochalpen in 600 - 1000 m Höhenlage
- Seen der Nördlichen Kalkhochalpen über 1000 m Höhenlage
- Bodensee
- Seen mit einer Fläche < 50 ha.

§ 3 Begriffsbestimmungen

Detaillierte Begriffserklärungen und Erläuterungen können

- dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätskomponenten,
- dem Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung von Fließgewässern ⁶⁾ sowie
- den ÖNORMEN M 6232 (Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern) bzw. M 6231 (Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern) entnommen werden.

Die Definitionen der hydrologischen Kennwerte entsprechen der ÖNORM B 2400 (Hydrologie – Hydrographische Fachausdrücke und Zeichen).

§ 3 Z 7

Die Ausweisung der **Gewässertypen** erfolgte für Fließgewässer und Seen entsprechend den Vorgaben des Anhangs II Punkt 1.2. der Wasserrahmenrichtlinie (System B). Die im ersten Schritt vorgenommene abiotische Typisierung wurde anschließend biologisch überprüft.

Die Fließgewässertypen leiten sich aus einer Kombination aus Bioregion und anschließender innerer Differenzierung (längenzonale Unterteilung) auf Basis der Einzugsgebietsgröße und Höhenlage bzw. Fischregion ab. Für jede Qualitätskomponente finden sich im Anhang Tabellen, aus denen der jeweilige relevante Gewässertyp entnommen werden kann (siehe Tabellen A 2.1 bis A 2.3).

Für Seen wurde eine ähnliche Vorgangsweise gewählt, die Zuordnung der großen österreichischen Seen zu den definierten Seentypen ist ebenfalls den Tabellen im Anhang zu entnehmen (siehe Tabellen A 3.1 bis A 3.3).⁷

§ 3 Z 10

Zu den **Makrophyten** zählen Arten der Abteilungen Charophyta (Armleuchteralgen), Bryophyta (Moose), Pteridophyta (Farne) und Spermatophyta (Samenpflanzen).

⁶ Sämtliche Leitfäden sind auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

⁷ Die Kartendarstellung der Gewässertypologie ist im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter [Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Anhang Karten \(PDF\)](#) bzw. als Web-GIS Karten unter [Wasser Karten](#) verfügbar.

§ 3 Z 18

Das Bewertungsverfahren für das **Phytobenthos** basiert auf der Aufnahme sämtlicher benthischer Algengemeinschaften von natürlichen Substraten in einem Fließgewässerabschnitt. Dazu zählen alle Algengruppen (Kieselalgen, Rotalgen, Goldalgen, Gelbgrünalgen, Braunalgen, Grünalgen) sowie Cyanobakterien (Blaualgen). Planktische Formen werden dabei nicht berücksichtigt.

§ 3 Z 25

Abflussschwankungen in Fließgewässern können natürlich bedingt sein oder anthropogen verursacht werden und sie können mit unterschiedlicher Häufigkeit auftreten.

Schwall-Sunk-Erscheinungen treten typischerweise bei Speicherkraftwerken zur Abdeckung der erforderlichen Flexibilitäten auf. Sie gliedern sich in mehrere Phasen: eine Anstiegsphase, die Phase mit hohem Abfluss (=Schwall), eine Abstiegsphase und die Phase mit geringem Abfluss (=Sunk).

Schwall-Sunk-Erscheinungen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Intensität und Auftretshäufigkeit von anderen Abflussschwankungen wie etwa den natürlichen Abflussschwankungen oder Abflussschwankungen durch Betätigung von Wehrklappen und Schützen („Störwellen“). Auch Schwellbetrieb bei Laufkraftwerken führt zu Abfluss- bzw. Wasserstandsschwankungen, die Auswirkungen auf die Gewässerökologie haben können. Bei einem Schwellbetrieb von Stauketten, ohne dazwischenliegende freie Fließstrecke treten Schwall-Sunk-Erscheinungen üblicherweise nicht auf, es werden aber die Pegelstände des Ober- und des Unterbeckens verändert. Unterhalb liegende Fließstrecken können jedoch beeinträchtigt werden.

Für die Abgrenzung von Schwall-Sunk-Erscheinungen sind die Intensität der mittleren Abflussänderungsgeschwindigkeit, die Häufigkeit des Auftretens und das Schwall-Sunk-Verhältnis (Verhältnis von Basisabfluss zu den Schwallspitzen) heranzuziehen.

Schwallabflüsse treten im Gegensatz zu natürlichen Hochwasserabflüssen regelmäßig und viel häufiger auf. Die unterschiedlichen Abflüsse können mehrmals am Tag auftreten. Charakteristisch für die kraftwerksbedingten Schwallspitzen ist der gegenüber natürlichen Hochwässern deutlich raschere Abflussrückgang. Zur Bewertung der Schwallbelastung sind daher bevorzugt Abstiegsereignisse heranzuziehen.

Die Intensität von anthropogen erzeugten Abflussänderungen verringert sich aufgrund von Retentionswirkungen im Gewässerbett mit steigender Entfernung zur Einleitungsstelle,

wodurch die Veränderung der Schwallbelastung eines Oberflächenwasserkörpers im longitudinalen Verlauf zu berücksichtigen und zu bewerten ist.

§ 4 Qualitätskomponenten für die Bestimmung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern

Die Qualitätskomponente Salzgehalt ist gemäß der RL 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) Teil der allgemeinen chemischen Qualitätskomponenten und der allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten.

In die QZV Ökologie OG wurde mit Novelle BGBl. II Nr. 461/2010 für Fließgewässer ein Richtwert für den Salzgehalt abbildenden Parameter Chlorid aufgenommen und konnte dem entsprechend in der QZV Chemie OG entfallen (Anpassungen bzw. Änderungen erfolgten im Rahmen dieser Novelle auch in § 14, Anlage H und Anlage L).

§ 4 Abs. 2

Nicht alle der in Anhang C zum WRG 1959 angeführten Qualitätskomponenten sind für die Beurteilung der Gewässer in Österreich heranzuziehen.

So werden Phytobenthos in Seen sowie Phytoplankton in den meisten Fließgewässern als nicht relevant angesehen.

Zur Beurteilung der biologischen Qualitätskomponente Phytobenthos in Seen wurde keine Bewertungsmethode entwickelt, da eine Bewertung keinen Informationsgewinn zu den Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Fischfauna bedeuten würde und nur wenige Datengrundlagen für die Entwicklung abgesicherter Bewertungsmethoden vorhanden sind.

Für das Makrozoobenthos in Seen wurde im Rahmen der Interkalibrierung eine neue Methode entwickelt, die sich derzeit in einer Testphase befindet.

Die biologische Qualitätskomponente Phytoplankton ist nur in jenen Fließgewässern relevant, welche über eine im Fließgewässersystem lebende und reproduzierende Planktonlebensgemeinschaft verfügen. Das ist in den Flüssen Donau, March und Thaya der Fall. Für die Donau wurde im Rahmen der Interkalibrierung die Bewertungsmethode aus Deutschland übernommen und interkalibriert. Sie wird derzeit noch in der praktischen Anwendung getestet.

Die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten umfassen einerseits die allgemeinen Bedingungen und andererseits die spezifischen synthetischen sowie die spezifischen nicht-synthetischen Schadstoffe.

Die Werte für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten werden in der QZV Ökologie OG in den §§ 14 (Fließgewässer) und 20 (Seen) festgelegt.

Die Werte für die spezifischen synthetischen sowie die spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe sind in der QZV Chemie OG festgelegt.

§ 4 Abs. 5

Jeder Gewässerabschnitt kann aufgrund naturräumlicher und davon abhängiger biologischer Charakteristiken einem bestimmten Gewässertyp zugeordnet werden.⁸

§ 4 Abs. 5 iVm Anlage A

Die Zuordnung der österreichischen Fließgewässer und Seen zu Gewässertypen, die – ausgehend von den Bioregionen – bezogen auf die biologischen Qualitätskomponenten erfolgt, ist den Tabellen der Anlage A zu entnehmen.

Diese Zuordnung liegt für jede Qualitätskomponente auch in Kartenform vor.⁹

Die Beschreibung der hydromorphologischen Eigenschaften aller Fließgewässertypen Österreichs steht als Arbeitsgrundlage in Form einer DVD sowie als Publikation in vier Bänden zur Verfügung¹⁰.

⁸ Diese Zuordnung ist für jedermann im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter [Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Anhang Karten \(PDF\)](#) bzw. als Web-GIS Karten unter [Wasser Karten](#) verfügbar.

⁹ Die entsprechenden Karten sind im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter [Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Anhang Karten \(PDF\)](#) bzw. als Web-GIS Karten unter [Wasser Karten](#) verfügbar.

¹⁰ Die Beschreibung der hydromorphologischen Eigenschaften aller Fließgewässertypen Österreichs ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser in Österreich > Ein Plan für unsere Gewässer > Umsetzung Wasser-rahmenrichtlinie](#)) verfügbar.

Anlage A 1

Die Bioregion stellt eine geographische Einheit dar, die durch bestimmte aquatische Lebensgemeinschaften charakterisiert ist und sich dadurch eindeutig von anderen Bioregionen unterscheidet.

Die geographische Einteilung in aquatische Bioregionen bildet die Basis für alle weiteren Subunterteilungen für die verschiedenen Qualitätskomponenten. Zusätzlich wurden einige Sondertypen (große Flüsse, Seeausrinne, usw.) ausgewiesen. Anlage A 1 gibt einen Überblick über die Einteilung Österreichs in Bioregionen.¹¹

Es ist zu beachten, dass einige spezielle Gewässertypen sowie spezielle Typausprägungen (siehe diesbezüglich auch die Erläuterungen zu § 2) derzeit nicht in den Karten dargestellt sind. Diese Gewässertypen sind im konkreten Einzelfall auszuweisen und bei Beurteilungen zu berücksichtigen.

Anlage A 2

Die Anlagen A 2.1 bis A 2.3 enthalten die Darstellung der Gewässertypen für Makrophyten, Phytobenthos und Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) in Tabellenform.

Die Einteilung der Gewässertypen berücksichtigt die Parameter Bioregion, Einzugsgebietsgröße (in Klassen) und Höhenlage (in Klassen) sowie biologische Informationen (z. B. saprobieller Grundzustand, trophischer Grundzustand etc.). Diese Tabellen geben einen Überblick über das grundsätzliche Schema der Typisierung.

Die entsprechenden Karten, die im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Anhang Karten (PDF) bzw. als Web-GIS Karten unter Wasser Karten zur Verfügung stehen, basieren auf diesen Tabellen, berücksichtigen aber bereits alle weiteren verfügbaren Informationen (z.B. lokale Abweichungen, exakte Grenzziehung zwischen Bioregionen, Typen etc.).

Die Zuordnung von Gewässerstrecken zu einem Gewässertyp sollte daher bevorzugt anhand der Kartendarstellung erfolgen.

Fließgewässer, die mehrere Bioregionen durchfließen, sind etwa nur jener Bioregion zugeordnet, die sie am stärksten prägen. Ein Beispiel dafür sind die Flüsse Erlauf und Pielach, die

¹¹ Eine detaillierte Darstellung der Bioregionen und Sondertypen ist im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Anhang Karten (PDF) bzw. als Web-GIS Karten unter Wasser Karten verfügbar.

die Bioregion Flysch durchfließen und damit rein geographisch zwar in der Bioregion Flysch liegen, weitaus stärker aber durch andere Bioregionen geprägt sind. Der Bioregion Flysch wurden daher nur jene Fließgewässer zugeordnet, die im Flysch entspringen, bzw. deren Einzugsgebiet wesentlich durch den Flysch geprägt ist.

Auch der Bioregion Vergletscherte Zentralalpen wurden nur solche Fließgewässer zugeordnet, die tatsächlich durch Gletscher beeinflusst sind („Gletscherbäche“). Als Richtwert wurde mehr als 10% vergletscherte Fläche im Einzugsgebiet verwendet.

Die exakten Zuordnungen sind den entsprechenden Karten zu entnehmen.

Die Tabellen A 2.2 und A 2.3 enthalten teilweise bereits auch Informationen über den jeweiligen Referenzzustand des Gewässertyps (saprobieller Grundzustand, trophischer Grundzustand).

Anlage A 2.3

In der Bioregion Südalpen haben Erfahrungen aus Gewässeruntersuchungen der letzten sechs Jahre gezeigt, dass in einigen Gewässertypen der saprobielle Grundzustand auch bei völlig unbelasteten Gewässern (Referenzstellen) nicht eingehalten werden kann. Auf Basis neuer und erweiterter Datensätze wurde daher der saprobielle Grundzustand neu berechnet. Betroffen sind

- Gewässer <10km² in der Höhenlage 500-1600m: Grundzustand 1,25 statt 1,0.
- Gewässer 10-100km² in der Höhenlage 500-800m: Grundzustand 1,50 statt 1,25.

Anlage A 2.4

Die Einteilung in Fischregionen (biozönotische Regionen) in Anlage A 2.4 orientiert sich zwar an entsprechenden Werten für Gefälle, Gewässerbreite und Abflussmengen, wurde aber in sehr vielen Fällen durch Befischungsdaten bzw. historische Daten ergänzt und adaptiert. Die Einteilung der österreichischen Fließgewässer in Fischregionen lässt sich daher nicht sinnvoll und übersichtlich in Tabellenform darstellen.¹²

In einigen Fällen erfolgten auf Basis neuer Daten mit BGBl. II Nr.369/2018 Änderungen der Gewässertypologie. Die wesentlichsten Änderungen betreffen Gewässerabschnitte für die

¹² Hier ist grundsätzlich auf die entsprechende Karte im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter [Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Anhang Karten \(PDF\)](#) bzw. als Web-GIS Karten unter [Wasser Karten](#) zu verweisen. Anlage A 2.4 enthält nur eine schematische Übersichtskarte.

bisher keine Daten vorhanden waren, hier wurde zum Teil eine Zuordnung zu einer Fischregion bzw. zur Kategorie „kein Fischlebensraum“ vorgenommen. In einigen Fällen gab es auch eine Verschiebung von Fischregionen.

Anlage A 3

Anlage A 3 enthält die Zuordnung aller österreichischen Seen >50 ha zu den Gewässertypen für Phytoplankton (A 3.1) Makrophyten (A 3.2) und Fischfauna (A 3.3).

§ 4 Abs. 6 bis 10

In diesen Absätzen ist für jede Zustandsklasse normiert, welche Qualitätskomponenten jeweils eingehalten werden müssen.

Allgemein gilt, dass sämtliche Werte einzuhalten sind. Weiters gilt das Prinzip, dass der schlechteste Wert den Ausschlag für die Beurteilung des Gesamtzustandes gibt, wobei nicht etwa ein Mittelwert für die biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten gebildet wird, sondern jede einzelne Qualitätskomponente für sich ausschlaggebend ist. Die Beurteilung des Zustandes jeder einzelnen Qualitätskomponente hat sich nach den im 2. und 3. Hauptstück für Fließgewässer und Seen getroffenen Festlegungen zu richten.

Im Besonderen gilt für den **sehr guten ökologischen Zustand** von Fließgewässern und Seen, dass – abweichend von den anderen Zustandsklassen – für die **hydromorphologischen Qualitätskomponenten** ein Qualitätsziel für den sehr guten hydromorphologischen Zustand festgelegt wurde, bei dessen Verfehlung der sehr gute hydromorphologische Zustand (und somit auch der sehr gute ökologische Zustand) nicht gegeben ist. Den hydromorphologischen Qualitätskomponenten kommt daher für die Beurteilung des sehr guten Zustandes dasselbe Gewicht zu wie den anderen Qualitätskomponenten.

Im Gegensatz dazu wurden für den **guten Zustand** von Fließgewässern Bedingungen formuliert, bei deren Einhaltung die für den guten biologischen Zustand festgelegten Werte erreicht werden können. Diese Bedingungen haben nicht die rechtliche Qualität eines Qualitätsziels, dessen Verfehlung die Nichteinhaltung des guten Zustandes bedeutet, ihnen kommt vielmehr ein bloßer Richtwertcharakter zu (siehe dazu auch die Erläuterungen zu § 13).

Die beschriebenen Bedingungen dienen als Hilfestellung im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren, da es insbesondere im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot notwendig sein

wird, die Auswirkungen anthropogener Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen auf den Zustand eines Gewässers abzuschätzen. Die festgelegten hydromorphologischen Bedingungen sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit der gute biologische Zustand erreicht werden kann.

Bei den Seen wurden – analog zu den Fließgewässern – ebenfalls hydromorphologische Bedingungen für den guten Zustand definiert.

Für den **mäßigen, unbefriedigenden und schlechten Zustand** werden keine hydromorphologischen Bedingungen festgelegt. Die hydromorphologischen Bedingungen sollen im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren als Hilfestellung bei der Abschätzung der Zielerreichung dienen. Hydromorphologische Bedingungen für die Zustandsklassen mäßig, unbefriedigend und schlecht würden aber bereits eine Überschreitung des Qualitätsziels „guter Zustand“ beschreiben, sodass sich eine Festlegung derartiger Bedingungen erübrigt. Die Abschätzung der Auswirkungen anthropogener Veränderungen auf Oberflächenwasserkörper, die sich bereits in einem mäßigen oder unbefriedigenden Zustand befinden, muss unter Berücksichtigung der jeweiligen Vorbelastungen erfolgen. Im Zuge eines wasserrechtlichen Bewilligungsverfahrens ist dies im Einzelfall zu betrachten.

Als Anhaltspunkt können die Beschreibungen der hydromorphologischen Zustandsklassen im „Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung von Fließgewässern“¹³ herangezogen werden.

Für die **allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten** wurden Werte für den sehr guten Zustand und den guten Zustand festgelegt.

Die Werte für den **sehr guten Zustand** sind **Grenzwerte**, bei deren Überschreitung der sehr gute ökologische Zustand nicht mehr gegeben ist.

Jene für den **guten Zustand** sind als **Richtwerte** festgelegt, die überschritten werden können, wenn die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten eingehalten sind und die Einhaltung des guten ökologischen Zustandes auch langfristig gewährleistet ist.

Bei einer Überschreitung dieser Richtwerte ist die Dynamik aquatischer Ökosysteme insofern zu berücksichtigen, als – in Form einer Prognose – zu prüfen sein wird, ob es im Laufe der Zeit zu einer Änderung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten kommen könnte. In vielen Fällen können zwar akute, kurzfristige Störungen sehr gut durch ein funktionsfähiges

¹³ Der Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung von Fließgewässern ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

Ökosystem abgepuffert werden (Resilienz und Resistenz des Ökosystems), kontinuierliche Belastungen können aber chronische Wirkungen zeigen.

Es kann beispielsweise vorkommen, dass die biologischen Qualitätskomponenten zwar zum Beurteilungszeitpunkt (dem Zeitpunkt der Messung) noch im guten Zustand sind, es durch den Einfluss negativ veränderter allgemeiner Bedingungen – wie etwa einer erhöhten Gewässertemperatur – zeitverzögert zu einer Verschlechterung der biologischen Werte kommt. Fische können beispielsweise unter für sie suboptimalen Bedingungen zwar überleben, die Individuen sind aber möglicherweise gestresst und geschwächt und somit auch anfälliger für Parasiten, Krankheiten oder andere Beeinträchtigungen. Auch können bestimmte Altersstadien (Juvenile) stärker von den Auswirkungen betroffen sein und dadurch dezimiert werden. Dies führt längerfristig zu einer Gefährdung der Fischbestände.

Auch im Bereich der Seen können Nährstoffeinträge vom Ökosystem abgepuffert werden, erst über längere Zeit entstehen anaerobe Verhältnisse, sodass sich das Ökosystem See ist nicht mehr im Gleichgewicht befindet.

Für den **sehr guten ökologischen Zustand** ist betreffend die **spezifischen synthetischen und die spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe** § 6 Abs. 2 der QZV Chemie OG einzuhalten.

Für den **guten ökologischen Zustand** sind betreffend die spezifischen synthetischen und die spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe die in den Anlagen B und C der QZV Chemie OG für den guten Zustand festgelegten Werte einzuhalten. Für den mäßigen und unbefriedigenden Zustand sind keine Werte festgelegt, sodass bei Verfehlung eines der für den guten Zustand festgelegten Werte der chemische Zustand (und somit der ökologische Zustand) mit mäßig zu beurteilen ist.

Eine Abstufung des chemischen Zustandes in die Zustandsklassen unbefriedigend und schlecht findet nicht statt, d.h. es gibt definitionsgemäß keinen unbefriedigenden und schlechten chemischen Zustand. Sehr wohl kann es aber trotzdem zu einer Gesamtbewertung des ökologischen Zustandes mit unbefriedigend oder schlecht kommen, wenn etwa der biologische Zustand unbefriedigend oder schlecht ist.

Zusammenfassend ergibt sich folgendes System:

- 1) Ist nur einer der für den **sehr guten Zustand** festgelegten Werte **nicht erreicht**, so ist der **ökologische Zustand** mit **gut** zu beurteilen.
- 2) Ist nur einer der für den **guten Zustand** festgelegten Werte **nicht erreicht**, so ist der **ökologische Zustand** mit **mäßig** zu beurteilen.

- 3) Ist nur einer der für den **mäßigen Zustand** festgelegten Werte **nicht erreicht**, so ist der **ökologische Zustand** mit **unbefriedigend** zu beurteilen.
- 4) Ist nur einer der für den **unbefriedigenden Zustand** festgelegten Werte nicht erreicht, so ist der **ökologische Zustand** mit **schlecht** zu beurteilen.

§ 5 Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten des guten ökologischen Zustandes für Fließgewässer

§ 5 regelt Aspekte des Zusammenhangs zwischen den biologischen Qualitätskomponenten und anthropogenen hydromorphologischen Veränderungen und gilt sowohl für Bewilligungen als auch für Sanierungen.

Für Fließgewässer legt § 13 fest, bei Vorliegen welcher hydromorphologischer Bedingungen der gute ökologische Zustand (mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit) erreicht werden kann. Die Prognoseentscheidung, wann eine hydromorphologische Veränderung im Hinblick auf die Einhaltung des Qualitätsziels noch tolerierbar ist, soll durch § 5 insofern erleichtert werden, als näher definierte **kleinräumige Überschreitungen des Qualitätsziels** im Bereich der hydromorphologischen Veränderung der Einhaltung des Qualitätsziels nicht entgegenstehen.

Diese Festlegung kann als emissionsseitige Ergänzung zu den immissionsseitig festgelegten Bedingungen (§ 13) betrachtet werden. Es wird damit – ähnlich dem Einmischungsbereich in § 5 Abs. 4 QZV Chemie OG - ein Bereich festgelegt, in dem das Qualitätsziel nicht eingehalten werden muss, die Auswirkung aber dennoch nicht so schwerwiegend ist, dass der gute ökologische Zustand nicht mehr gegeben wäre.

Für die Kleinräumigkeit ist aber nicht der Einwirkungsbereich (der Bereich der hydromorphologischen Veränderung), sondern die Auswirkung der hydromorphologischen Einwirkung auf die biologischen Qualitätskomponenten ausschlaggebend. So kann es sein, dass eine kleine hydromorphologische Veränderung (lokale Belastung) Auswirkungen nach sich zieht, die über eine kleinräumige Überschreitung des Qualitätsziels hinausgehen. Es kann jedoch auch vorkommen, dass morphologische Veränderungen (wie z.B. Uferverbauten) geringere Auswirkungen zeigen als dies der Einwirkungsbereich vermuten lässt.

Bei allen Eingriffen, die die ökologische Durchgängigkeit beeinträchtigen können (Querbauwerke, unzureichendes Restwasser, Schussstrecken), ist davon auszugehen, dass ihre Auswirkungen weite Gewässerstrecken betreffen und daher nicht mehr als kleinräumig zu betrachten sind.

Bei nicht fischpassierbaren Querbauwerken etwa handelt es sich zwar um „lokale“ Belastungen, ihre Auswirkungen können aber lange Gewässerstrecken oder sogar Gewässersysteme betreffen. Ein Wanderungshindernis in einem Zubringer kann z. B. den Laichzug aus einem größeren Gewässer unterbrechen. Das ökologische Defizit ist möglicherweise nur im größeren Gewässer, nicht im Zubringer feststellbar.

Ebenso muss eine ökologisch notwendige Wasserführung, die das Vorkommen und die Wandermöglichkeit einer gewässertypspezifischen Fauna ermöglicht, vorhanden sein. Die Einhaltung dieser Bedingung stellt sicher, dass durch eine ökologische Mindestwasserführung auch die Durchgängigkeit im Gewässer gewährleistet wird.

Ein weiterer Aspekt in Hinblick auf die Kleinräumigkeit ist die langfristige Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit. Es muss gewährleistet sein, dass der gute Zustand und damit die ökologische Funktionsfähigkeit auch langfristig erhalten bleiben. Bei einer hydromorphologischen Veränderung ist daher auch die Dynamik natürlicher aquatischer Ökosysteme zu berücksichtigen. Durch eine Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums kommt es beispielsweise zu einer Fragmentierung des Lebensraums. Laichhabitate können nicht mehr aufgesucht werden, der genetische Austausch ist eingeschränkt und die Wiederbesiedelung von Gewässern wird verhindert. Dies führt langfristig zu einem Rückgang der Fischpopulationen sowie auch zum Verschwinden bestimmter Fischarten. Diese langfristigen Auswirkungen sind mit zu berücksichtigen.

Die Auswirkung eines Eingriffs kann je nach Lage im Gewässersystem sehr unterschiedlich sein. Es spielt daher eine wesentliche Rolle, in welchem Bereich eines Gewässerabschnitts z.B. Verbauungen vorgenommen werden. Wenn etwa durch einen Eingriff Laichplätze oder Rückzugsgebiete betroffen sind, so gehen auch in diesem Fall die Auswirkungen weit über den direkten Eingriffsbereich hinaus.

Bei der Abschätzung von Auswirkungen ist auch der Fall zu berücksichtigen, dass es zwar nicht durch den hydromorphologischen Eingriff selbst, jedoch durch dessen Summation mit bereits bestehenden Vorbelastungen zu mehr als kleinräumigen Überschreitungen des Qualitätsziels kommt. Bei der Bewilligung von Eingriffen sind daher auch die bestehenden Vorbelastungen mit zu berücksichtigen.

Für die Definition eines Bereiches, in dem die biologischen Qualitätskomponenten nicht eingehalten werden müssen, ist von der Grundannahme auszugehen, dass im unmittelbaren Nahbereich einer hydromorphologischen Veränderung eine Einhaltung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten nicht möglich ist (vergleichbar dem Einmischungsbereich bei stofflichen Einleitungen).

Solange es sich dabei um kleinräumige Bereiche handelt, können sie für den Zustand eines zu betrachtenden Gewässerabschnittes vernachlässigt werden.

In diesem Sinne sind Überschreitungen des Qualitätsziels im Bereich der hydromorphologischen Veränderung in der Regel als kleinräumig zu betrachten, wenn sie eine Länge von 1 km, bei großen Flüssen eine Länge von 2 km nicht überschreiten.

Diese Längen gelten „in der Regel“. Je nach Art und Länge der Vorbelastungen ist ein Abweichen (nach oben und unten) möglich, wobei der Erhalt der ökologischen Funktionsfähigkeit in dem betrachteten Gewässerabschnitt gewährleistet sein muss. Bei der Abgrenzung des maßgeblichen Gewässerabschnittes ist grundsätzlich von den Lebensraumansprüchen der Gewässerorganismen auszugehen.

Nähere Details sowie Beispiele für die Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässer und Seen sind dem Erlass zur QZV Ökologie OG (BMLFUW-UW.4.1.4/0002-I/4/2011, Kap. 2.3) zu entnehmen.

Die Definition der Kleinräumigkeit stimmt auch mit der nationalen Vorgangsweise zur Einteilung von Oberflächenwasserkörpern überein. Längere Abschnitte mit Überschreitungen des Qualitätsziels wären bereits als „einheitliche und bedeutende Abschnitte“ (gem. § 30a Abs. 3 Z 2 WRG 1959) zu betrachten und würden zur Abtrennung eines Oberflächenwasserkörpers führen. Die Vorgaben für die Einteilung der Gewässer in einheitliche und bedeutende Abschnitte (Oberflächenwasserkörper) sind der Methodik der Ist-Bestandsanalyse 2005 sowie dem Dokument „Methodik der Wasserkörpereinteilung“¹⁴ zu entnehmen.

Die dargestellte Systematik gilt auch für die Beurteilung des mäßigen, unbefriedigenden und schlechten Zustands.

Ein mäßiger Zustand ist gegeben, wenn eine mehr als kleinräumige Überschreitung des guten Zustandes gegeben ist. Die Verhältnismäßigkeit wird in ähnlicher Weise für die Beurteilung einer Verschlechterung von mäßig auf unbefriedigend bzw. von unbefriedigend auf schlecht heranzuziehen sein.

Bei der Beurteilung eines Wasserkörpers ergibt sich der Zustand aus der jeweils schlechtesten Bewertung, die mehr als kleinräumig auftritt.

¹⁴ Das Dokument ist auf der Website des BMLFUW unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

Dies soll durch folgende Beispiele veranschaulicht werden:

- In einem Wasserkörper treten Überschreitungen des Qualitätsziels „guter Zustand“ nur auf kurzen Abschnitten (kleinräumig) auf. Der Wasserkörper ist daher als gut zu beurteilen.
- In einem Wasserkörper tritt ein mäßiger Zustand auf längeren Strecken (mehr als kleinräumig) auf, die restlichen Strecken sind als gut beurteilt. Der Wasserkörper ist daher als mäßig zu beurteilen.
- In einem Wasserkörper tritt ein unbefriedigender Zustand auf längeren Strecken (mehr als kleinräumig) auf, die restlichen Strecken sind als gut und mäßig beurteilt. Der Wasserkörper ist daher als unbefriedigend zu beurteilen.

Die Regelung betreffend Abwassereinleitungen in Absatz 2 entspricht § 5 Abs. 4 QZV Chemie OG.

§ 6 Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässer und Seen

Die biologischen Qualitätskomponenten unterscheiden sich in ihrer Empfindlichkeit für die verschiedenen stofflichen und hydromorphologischen Belastungen, sie sind daher unterschiedlich gute Indikatoren. Gemeinsam decken sie alle in Frage kommenden Belastungssituationen ab. Diese indikative Aussagekraft der einzelnen biologischen Qualitätskomponenten wurde bereits bei der Methodenentwicklung berücksichtigt. So ist beispielsweise die Bewertungsskala der Fischfauna im Wesentlichen auf die Beurteilung von Veränderungen in der Hydromorphologie ausgerichtet. Bei den Qualitätskomponenten benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) und Phytobenthos wurden einzelne Bewertungsmodule entwickelt, die jeweils auf unterschiedliche Belastungen ausgerichtet sind (z. B. Saprobielle Belastung, trophische Belastung, Rithralisierung/Potamalisierung, usw.).

Dementsprechend erfolgt auch die Anwendung der Bewertungsmethoden in der operativen Überwachung. So wird etwa nur jene Qualitätskomponente mit der höchsten indikativen Aussagekraft im Hinblick auf eine bestimmte Belastung untersucht, da anzunehmen ist, dass die anderen Qualitätskomponenten schlechtere Indikatoren sind und einen besseren Zustand anzeigen würden.

Hauptindikator für die meisten hydromorphologischen Belastungen etwa ist die Fischfauna. Handelt es sich jedoch um Veränderungen der Stromsohle oder eine Reduktion der Fließgeschwindigkeit (Stau), ist die benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) der besser geeignete Indikator.

Auch an der Grenze bzw. außerhalb des Fischlebensraums ist die Fischfauna nicht mehr bzw. nur bedingt zur Bewertung geeignet. In diesen Fällen wäre die Beurteilung durch Untersuchungen der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos) zu ergänzen bzw. - außerhalb des Fischlebensraums – durch diese zu ersetzen.

Bei Mehrfachbelastungen sind alle jene Qualitätskomponenten zur Beurteilung heranzuziehen, die entsprechend Anlage B im Hinblick auf sämtliche vorliegende Belastungen aussagekräftig sind.

§ 6 Abs. 1 iVm Anlage B

Aus Anlass des Urteils des EuGH vom 1.7.2015 in der Rs C-461/13, welches die Auslegung von Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff i bis iii der WRRL zum Inhalt hat, sollen Klarstellungen für die Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen in Gewässer im Zusammenhang mit dem Verschlechterungsverbot erfolgen.

Als Basis für die Beurteilung einer Verschlechterung wurde bisher der Gesamtzustand eines Oberflächenwasserkörpers herangezogen. Der EuGH sieht hingegen in Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. i die allgemeine Verpflichtung zur Verhinderung einer Verschlechterung eines Zustandes vor, ohne dass damit eine Einstufung (des Gesamtzustandes) in eine andere Klasse verbunden sein muss.

Details dazu sind enthalten im Informationsschreiben des BMLFUW vom 1.10.2016 über die Auslegung der Bestimmungen zum Verschlechterungsverbot (Rs C-461/13 – Urteil des EuGH), abrufbar auf der Website des BMNT unter Wasser > Wasser in Österreich > Nationales Wasserrecht > Wasserrechtsgesetz, sowie im „Guidance Document No. 36 Exemptions to the Environmental Objectives according to Article 4(7)“ auf der Website der Europäischen Kommission unter CIRCABC > env > wfd > bibliothek > working_groups > f - ATG Article 4.7 Guidance.

Diese Auslegung erfordert eine differenziertere Vorgehensweise bei der Prüfung des Verschlechterungsverbotes.

Daher ist

- a) der Zustand eines Oberflächenwasserkörpers im Zusammenhang mit der Verschlechterung von
- b) der Zustandseinstufung eines Oberflächenwasserkörpers (zur Präsentation und Darstellung der Monitoringergebnisse für Planungszwecke) (ökologische Gesamteinstufung) zu unterscheiden.

Letztere hängt entsprechend Anhang V Pkt. 1.4.2 i WRRL von dem jeweils schlechteren Wert der anwendbaren (biologischen und chemischen) Parameter ab.

Die Prüfung einer Verschlechterung erfolgt nun hingegen auf Ebene der einzelnen Qualitätskomponenten (vgl. Anhang C WRG 1959 iVm der QZV Ökologie OG). Es ist daher zu prüfen, ob sich durch einen neuen Eingriff der Zustand einer oder mehrerer Qualitätskomponenten verschlechtert. Ist dies der Fall, so ist von einer Verschlechterung auszugehen, auch wenn sich dadurch der Gesamtzustand eines Oberflächenwasserkörpers nicht verschlechtert.

In Verfahren, in denen die Auswirkungen von projektierten Belastungen in Bezug auf eine Verschlechterung zu prüfen sind, wird, um die Erhebung und die Beurteilung überschaubar und handhabbar zu gestalten, empfohlen, anhand der QZV Ökologie OG Anlage B 1 und B 2 zu prüfen, auf welche der Qualitätskomponenten Auswirkungen zu erwarten sind. Dabei sind auch bestehende Vorbelastungen bzw. Belastungskombinationen zu berücksichtigen. Für diese Qualitätskomponenten sind die für die Beurteilung der Verschlechterung erforderlichen Informationen, so diese nicht bereits vorliegen, nachzufordern.

Die Tabelle in der Anlage B berücksichtigt nur Einzelbelastungen; Summationswirkungen sind nicht erfasst. Das betrifft sowohl die Kombinationen mehrerer stofflicher Belastungen bzw. mehrerer hydromorphologischer Belastungen als auch die Kombination stofflich und hydromorphologisch (z.B. die stoffliche Einleitung in einen gestauten Bereich).

Für die Beurteilung können alle verfügbaren Informationen herangezogen werden. Dazu zählen z.B.:

- Zustandsbewertung der Oberflächengewässer (Karten NGP: Gesamtzustand, Teilbewertungen etwa hinsichtlich stofflicher Belastung / hinsichtlich hydromorphologischer Belastung)
- Vorliegende Messstellenergebnisse (GZÜV, Landesmesstellen, etc.)
- Werte der hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Komponenten (Grenzwerte des sehr guten und Richtwerte für den guten Zustand)
- Kriterien und Ergebnisse der Belastungs- und Risikoanalyse

Aus der Zusammenschau der vorliegenden Informationen ist abzuleiten, ob und welche zusätzlichen Untersuchungsdaten erforderlich sind, um eine Prognose der Auswirkungen durchführen zu können. In der Mehrzahl der Fälle werden sich Zusatzuntersuchungen auf einzelne relevante Qualitätskomponenten beschränken. Es wird aber empfohlen, bei der Beurteilung von neuen Eingriffen in Gutachten darzulegen, bei welchen Qualitätskomponenten eine Auswirkung zu erwarten ist und bei welchen nicht (etwa in tabellarischer Form; vgl. dazu das Informationsschreiben des BMLFUW vom 1.10.2016 über die Auslegung der Bestimmungen zum Verschlechterungsverbot).

Die Beurteilung der Auswirkung von neuen Eingriffen umfasst folgende Schritte:

- Beschreibung der projektierten Belastung (z.B. Restwasser, Stau, etc.)
- Beschreibung der bestehenden Belastungen
- Auswahl der relevanten Komponenten (QZV Ökologie OG, Anlage B 1 und B 2)
- Beschreibung des aktuellen Zustands der relevanten Komponenten (auf Basis bestehender oder neu erhobener Daten)
- Prognose der Auswirkungen der projektierten Belastung auf den Zustand der relevanten Komponenten

§ 6 Abs. 2

Eine Überschreitung von festgelegten Grenzwerten bei der Messung des Gewässerzustands kann unterschiedliche Ursache haben und ist nicht in jedem Fall relevant für die Zustandsbewertung. Folgende Ursachen können vorliegen:

- anthropogene Belastungen wie Veränderungen von Strukturen oder der Hydrologie der Gewässer, Querbauwerke, Punktquellen, diffuse Quellen, etc.
- Natürliche Bedingungen: Wettersituation, Wasserstand, Wassertemperatur, etc.
- Fehlerhafte Anwendung der Bewertungsmethode: Fehler bei Probenahme, Bestimmung, Berechnung, Auswahl der Messstellen, Abweichungen vom generellen Gewässertyp, spezielle Typausprägungen
- Methodische Probleme: Sensitivität der Methodik, etc.

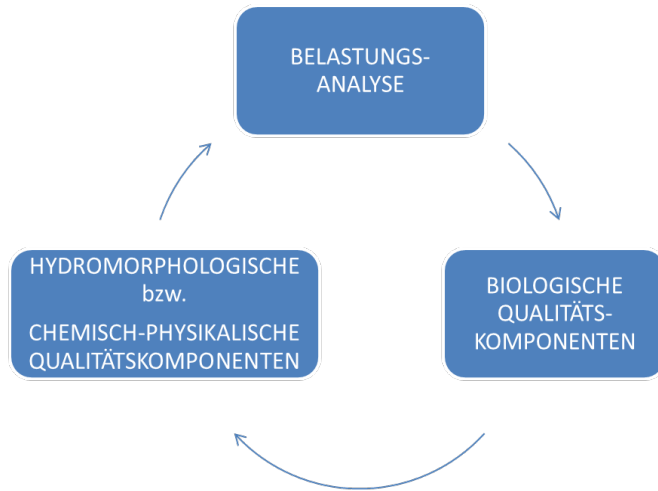
Relevant für die Zustandsbewertung sind nur anthropogen verursachte Überschreitungen.

Zur Sicherstellung einer einheitlichen Vorgangsweise bei der Beurteilung des ökologischen Zustands wurde in § 9 Z 7 iVm Anlage 5 der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung ein Schema zur Prüfung von Messergebnissen aufgenommen (vgl. dazu auch den zu diesem Thema erarbeiteten Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente).

Bei allen Bewertungsergebnissen der einzelnen Qualitätskomponenten (biologische, physikalisch-chemische und hydromorphologische Qualitätskomponenten) ist eine Plausibilitätsprüfung durchzuführen.

Die Plausibilitätsprüfung umfasst neben der Prüfung der Einhaltung der methodischen Vorgaben und eventueller typologischer Besonderheiten auch eine Plausibilitätsprüfung unter Berücksichtigung der relevanten physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten und Belastungsinformationen (Einzelbelastungen und Belastungskombinationen). Als Hilfestellung für die Auswahl der relevanten Komponenten sind Anlage B 1 für Fließgewässer und Anlage B 2 für Seen heranzuziehen.

Die Parametergruppen Belastungssituation, biologische Ergebnisse und die Ergebnisse der unterstützenden Parameter (hydromorphologische/physikalisch-chemische Parameter) dienen der gegenseitigen Kontrolle der Plausibilität der Bewertung. Jede Gruppe kann durch die beiden anderen kontrolliert werden.



Bei Ungereimtheiten zwischen den einzelnen Qualitätskomponenten sind die Ursachen zu prüfen. Ergibt die Plausibilitätsprüfung, dass ein Bewertungsergebnis unter Berücksichtigung aller relevanten Informationen nicht plausibel ist, so ist es von der Gesamtbewertung auszuschließen. Je nach Ursache kann eine Wiederholung der Messung oder eine Expertenbeurteilung erforderlich sein.

§ 6 iVm Anlage B 1 und B 2

Die Tabellen geben einen Überblick über die Aussagekraft der biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten für jede Belastungskategorie in Fließgewässern (Anlage B 1) und Seen (Anlage B 2).

Die Tabellen B 1 (Fließgewässer) und B 2 (Seen) behandeln die Aussagekraft der biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten für jede Belastungskategorie. Diese dienen nicht nur für die Auswahl der relevanten Qualitätskomponenten im operativen Monitoring, sondern auch als Unterstützung bei der Beurteilung möglicher Auswirkungen von projektierten Belastungen in Bezug auf eine Verschlechterung (Hinweis auf die Erläuterungen zu § 6). Der letzte Satzteil („...die zur Schärfung eines nicht eindeutig bestimmbar Ergebnisses zusätzlich herangezogen werden können.“) wurde daher mit BGBl. II Nr.369/2018 gestrichen.

Zwecks Präzisierung wurden bei den Fließgewässern mit BGBl. II Nr.369/2018 die Schadstoffe und bei den Seen die hydromorphologischen Qualitätskomponenten in den Tabellen

ergänzt. Sowohl bei den allgemeinen physikalisch-chemischen als auch bei den hydromorphologischen Komponenten ist zu beachten, dass diese gemäß § 4 nicht für alle Zustandsklassen bewertungsrelevant sind.

In der Tabelle B 1 Fließgewässer wurde mit BGBl. II Nr.369/2018 unter "Hydromorphologische Belastungen" der Begriff „Schwellbetrieb“ durch den korrekten Begriff „Schwall-Sunk“ ersetzt.

§ 7 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer) - Phytoplankton

Die biologische Qualitätskomponente Phytoplankton ist nur in jenen Fließgewässern relevant, welche über eine im Fließgewässersystem lebende und reproduzierende Planktonlebensgemeinschaft verfügen. Das ist in den Flüssen Donau, March und Thaya der Fall. In den übrigen österreichischen Fließgewässern spielt das Phytoplankton eine untergeordnete Rolle, da die vorhandenen Lebensgemeinschaften selten aus dem Ökosystem Fließgewässer stammen, sondern meist aus stromaufwärts liegenden Seen oder Stauhaltungen eingeschwemmt werden.

Für die Donau wurde im Rahmen der Interkalibrierung die Bewertungsmethode aus Deutschland übernommen und interkalibriert. Sie wird derzeit noch in der praktischen Anwendung getestet.

Für March und Thaya ist – da keine Methode entwickelt wurde und keine entsprechenden Grenzwerte vorliegen, eine Expertenbeurteilung auf Basis von Anhang C zum WRG 1959 – entsprechend der Vorgangsweise bei den speziellen Gewässertypen – durchzuführen.

§ 8 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer) - Makrophyten

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A4 Makrophyten.¹⁵

Aquatische Makrophyten können zur Beurteilung der stofflichen Belastung von Fließgewässern herangezogen werden und sind vor allem sehr gute Trophie-Indikatoren, reagieren aber auch deutlich auf andere anthropogen bedingte Veränderungen der natürlichen Bedingungen im Fließgewässer. So können Eingriffe in das Abflussregime, wie z.B. Potamalisierung und

¹⁵ Der Leitfaden ist unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

Stau, indiziert werden. Die Ausprägung der Makrophytenvegetation spiegelt auch die strukturellen Bedingungen im Gewässer, wie z.B. Substratdiversität und -dynamik oder den Verbauungsgrad der Ufer und zum Teil auch der Gewässersohle wider.

Das auf Makrophyten basierende Bewertungsschema bezieht sich auf die Abweichung der vorgefundenen Artengemeinschaft von der Referenzartengemeinschaft. Der Bewertung wird allerdings keine konkrete Referenzbiozönose für jeden einzelnen Gewässertyp zugrunde gelegt, vielmehr wird davon ausgegangen, dass sich Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen ersetzen können.

Ausgehend von der Charakterisierung der abiotischen Verhältnisse im Referenzzustand werden die Arten in Hinblick auf Trophie, Gewässertyp, Geologie und Höhenlage in vier Gruppen eingestuft. Diese Gruppen entsprechen der Amplitude von Referenzarten bis zu Störzeigern. Aus der Verrechnung der Abundanzen der einzelnen vorgefundenen Arten ergibt sich die Zuordnung zur ökologischen Zustandsklasse.

§ 8 Abs. 2

Bei der Beurteilung des Zustandes der Makrophyten entspricht der Referenzwert methodikbedingt immer 1, daher ist eine eigene Festlegung von Referenzwerten nicht erforderlich.

§ 9 iVm Anlage D Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer) - Phytobenthos

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A3 - Phytobenthos, BMLFUW, Wien.)^{16 17}

Das Phytobenthos eignet sich sehr gut, um vor allem stoffliche Belastungen (sowohl durch organische Substanzen als auch durch Nährstoffe) in Fließgewässern anzuzeigen. Auch Eingriffe in das hydrologische Regime (Ausleitung, Schwall, Rückstau) lassen sich bis zu einem gewissen Grad abbilden, während Eingriffe in die Morphologie nur sehr bedingt maßgeblichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Aufwuchsalgen ausüben. Dieser Tatsache trägt die anzuwendende Bewertungsmethode Rechnung.

¹⁶ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

¹⁷ Die Berechnung erfolgt automatisiert über das Auswerteprogramm Ecoprof und kann in der jeweils aktuellen Version über [ecoprof.at](#) bezogen werden.

Die Bewertung des ökologischen Zustands basiert auf einem multimetrischen Ansatz und beinhaltet drei Module:

- Modul Trophie:

Das Modul Trophie bewertet die Nährstoffbelastung und beruht auf dem Trophie-Index nach Rott et al. (1999) bzw. Pfister et.al (2016) Maß für die Bewertung ist die Abweichung des festgestellten Trophiezustandes vom bioregionsspezifischen trophischen Grundzustand.

- Modul Saprobie:

Das Modul Saprobie bewertet die organische Belastung und beruht auf dem Saprobie-Index nach Rott et al. (1997). Pfister et.al (2016) Das Maß für die Bewertung ist die Abweichung des festgestellten saprobiellen Zustandes vom bioregionsspezifischen saprobiellen Grundzustand.

- Modul Referenzarten:

Das Modul Referenzarten bewertet die Abweichung der vorgefundenen Artengemeinschaft von der zu erwartenden Referenzbiozönose und zeigt Synergieeffekte zwischen Nährstoffbelastung und organischer Belastung sowie Veränderungen weiterer Umweltbedingungen wie etwa Versalzung, Versauerung, Hydromorphologie und toxische Belastungen eines Gewässers. Maß für die Bewertung ist der Anteil der Referenzarten an der jeweils festgestellten Gesamtabundanz bzw. Gesamtartenzahl der Aufwuchsalgen.

Bei der Bewertung der Qualitätskomponente Phytobenthos ist das gesamte Spektrum der Aufwuchsalgen zu berücksichtigen. Unter bestimmten Umständen, die in Anlage D beschrieben sind, kann die Bewertung auf Kieselalgen beschränkt werden. Alle Tabellen enthalten daher Werte sowohl für alle taxonomischen Gruppen als auch nur für die Gruppe der Kieselalgen.

Aufgrund einer Änderung der „Bewertungsmethode Phytobenthos“ wurden die Referenzwerte und Klassengrenzen in den Tabellen D 1 bis D 6 mit der Novelle BGBl. II Nr.369/2018 geändert.

Überarbeitung der Trophie- und Saprobiebewertung; Aktualisierung des Referenzartenmoduls:

Der Trophieindex nach ROTT et al. 1999 und der Saprobitätsindex nach ROTT et al. 1997 stellen die Basis für die Bewertung der ökologischen Zustandsbewertung für das Phytobenthos dar. Die Datensätze, die zur Erarbeitung des saprobiellen und des trophischen Bewertungssystems herangezogen wurden, sind im Durchschnitt über 20 Jahre alt. In diesem Zeitraum

hat sich die Taxonomie vieler Phytobenthosorganismen entscheidend verändert (insbesondere betreffend die Diatomeen). Diese Veränderungen sind zu einem guten Teil nicht rein nomenklatorisch, sondern beruhen auch auf geänderten Art- bzw. Varietätskonzepten (z.B. Zusammenführung von Varietäten bzw. Neudefinition von Varietäten, Aufspaltung von Arten etc.). Darüber hinaus wurden in dieser Zeit auch eine Reihe von Arten in Österreich nachgewiesen, die in den Indikationslisten nach ROTT noch völlig fehlen und auch der taxonomische Wissenstand hat in diesem Zeitraum wesentliche Fortschritte gemacht (z.B. durch das Erscheinen einiger Standardbestimmungswerke). Dadurch ergaben sich bewertungstechnische Probleme die zu Fehleinstufungen führen können (z.B. Arten sind nicht oder fehlerhaft eingestuft).

Aus diesem Grund wurde eine Überarbeitung sowohl des Trophie- als auch des Saprobie-Indikationssystems sowie eine Aktualisierung des Referenzartenmoduls durchgeführt. Die Indikationswerte der Aufwuchsalgen wurden anhand eines erweiterten aktuellen Datensatzes neu berechnet und über vergleichende Testberechnungen die Auswirkungen auf die Zustandsbewertungen abgeklärt. Die Ergebnisse der vergleichenden Auswertungen haben hinsichtlich der alten und neuen Indikationswerte nennenswerte und bewertungstechnisch relevante Unterschiede ergeben. Diese erfordern eine Änderung der festgelegten Referenzwerte und Klassengrenzen.¹⁸

Insgesamt ergibt die neue Methode eine exaktere Saprobie- und Trophiebewertung (mit einer entsprechenden Verringerung unplausibler Bewertungsergebnisse). In der Zusammenschau aller Aufnahmen kommt es im neuen Bewertungssystem zu einer Verbesserung der Gesamteinstufungen für das Phytobenthos.

Abweichung vom „worst-case-Prinzip“:

Biologische Bewertungen über Indizes und dgl. können immer nur als möglichst exakte Annäherung an den tatsächlichen Zustand der Biozönose angesehen werden und sind demnach mit Unsicherheiten und Unschärfen verbunden. Im Bereich der Klassengrenzen spielt die Unsicherheit der Methode eine größere Rolle als in der Mitte der Bandbreite einer Zustandsklasse.

Um zu verhindern, dass durch knapp über der Klassengrenze und im methodischen Schwankungsbereich liegende Werte Sanierungsbedarf ausgelöst wird, sind Ergebnisse, die sehr nahe einer Klassengrenze liegen, jedenfalls auf Plausibilität zu prüfen und können unter be-

¹⁸ Nähere Details zu den Ergebnissen der Studie sind in den Endberichten der Studie auf der Website des BMNT unter [Wasser >Wasser in Österreich >Ein Plan für unsere Gewässer >Umsetzung Wasserrahmenrichtlinie>Überarbeitung der Phytobenthos-Methode](#) zu finden.

stimmten Voraussetzungen von der Bewertung ausgeschlossen werden. Diese Voraussetzung ist dann gegeben, wenn ein Wert (für eines der drei Module) höchstens 0,03 Indexpunkte über dem Grenzwert für eine Zustandsklasse liegt. Dieser Wert ist für die Beurteilung nicht heranzuziehen. Liegen mehrere Werte höchstens 0,03 Indexpunkte über dem Grenzwert für eine Zustandsklasse, so sind sie für die Beurteilung heranzuziehen mit dem Ergebnis, dass die Qualitätskomponente Phytobenthos sich in dem Zustand befindet, der der nächsthöheren (d. i. der schlechteren) Zustandsklasse entspricht.

Nähere Details dazu können dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A3 - Phytobenthos, entnommen werden.

§ 10 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer) – Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos)

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 - Fließgewässer/Makrozoobenthos, BMLFUW, Wien.)^{19 20}

Durch die Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) können sowohl stoffliche Belastungen als auch Auswirkungen verschiedener Stressoren (wie etwa Degradation der Gewässermorphologie, Stau, Restwasser oder Nutzung im Einzugsgebiet) erfasst werden. Die Methode besteht aus zwei stressorspezifischen Modulen:

- Modul Saprobie:

Das Modul Saprobie beschreibt die Reaktion des Makrozoobenthos auf organische Belastung und basiert auf dem Saprobienindex nach Zelinka & Marvan (1961). Das Saprobiensystem wurde an die Vorgaben der WRRL angepasst (Stubauer & Moog 2002).

- Modul Allgemeine Degradation:

Das Modul „Allgemeine Degradation“ spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Stau, Restwasser, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe, toxische Stoffe, Feinsedimentbelastung etc.) wider und besteht – je nach Gewässertyp – aus ein bis zwei multimetrischen Indizes, welche drei grundlegende Problemkreise berücksichtigen:

- Potamalisierende Effekte: insbesondere Beeinträchtigungen durch Erwärmung (z. B. thermische Abwässer oder untypische Sonnenexposition), Rückstaueffekte (z.B. durch

¹⁹ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) abrufbar.

²⁰ Die Berechnung erfolgt automatisiert über das Auswerteprogramm Ecoprof und kann in der jeweils aktuellen Version über [ecoprof.at](#) bezogen werden.

Wehranlagen oder andere Querbauwerke), Nährstoffbelastung, Feinsedimenteinträge (z.B. Oberflächenabrunn oder Winderosionen);

- Rhithralisierende Effekte: Beeinträchtigungen durch Abkühlung (Einleitung von hypolimnischem Speicherwasser), Strukturverarmung (technisch „harte“ Verbauung, Sohlpflasterung, Begradigung);
- Toxische Belastungen.

Abweichung vom „worst-case-Prinzip“:

Hier gilt grundsätzlich dasselbe wie für die Qualitätskomponente Phytobenthos (vgl. die Erläuterungen zu § 9) mit dem Unterschied, dass ein Wert, der in der nächst schlechteren Zustandsklasse liegt, dann nicht zu berücksichtigen ist, wenn er weniger als 0,02 Indexpunkte von der Klassengrenze entfernt ist.

Nähere Details dazu können dem vorgenannten Leitfaden entnommen werden.

§ 10 Abs. 3 iVm Anlage E 3

In der Bioregion Inneralpine Becken haben Erfahrungen aus Gewässeruntersuchungen der letzten sechs Jahre gezeigt, dass Bewertungen des Moduls Allgemeine Degradation vielfach unplausible Ergebnisse lieferten (zB sowohl unbelastete als auch belastete Stellen zeigen einen guten Zustand). Auf Basis eines neuen, erweiterten Datensatzes wurden daher die Referenzwerte für die Einzelmetrics neu berechnet (BGBl. II Nr.369/2018). Dadurch ergeben sich Veränderungen in der Tabelle E 3 (Bioregion IB).

Die Referenzwerte für die einzelnen Gewässertypen wurden bei der Methodenentwicklung auf unterschiedliche Art und Weise abgeleitet: Sofern im Gewässertyp vorhanden – auf Basis von echten Referenzstellen (Referenzwert), wenn keine Referenzstellen gefunden werden konnten – auf Basis von guten Stellen (Festlegung der Grenze sehr gut/gut). Diese unterschiedliche Bezugsbasis muss bei der Berechnung des Multimetrischen Index berücksichtigt werden. Die Software Ecoprof berücksichtigt dies und verwendet für die betroffenen Gewässertypen abgeleitete Referenzwerte. Diese Referenzwerte wurden nun auch in Anlage E 3 aufgenommen. Dies vereinfacht die Berechnung der Indizes, da nun der Bezug einheitlich für alle Gewässertypen auf Basis von Referenzwerten erfolgen kann.

§ 11 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer) – Fischfauna

Die Berechnung des Fischindex Austria erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 –Fische.²¹

Die Berechnung erfolgt automatisiert über ein Excel-Bewertungsfile bzw. über die Fischdatenbank Austria (FDA).²²

Fische sind durch ihre Lebensdauer, ihren Lebenszyklus und aufgrund ihrer differenten Habitatsprüche gute Anzeiger für den ökologischen Zustand eines Gewässers. Speziell für hydromorphologische Belastungen ist die Fischbiozönose in vielen Fällen die maßgebliche Qualitätskomponente.

Die Fischbewertungsmethode ist auf die Anwendung im natürlichen Fischlebensraum beschränkt. Bereits im Bereich der oberen Verbreitungsgrenze eignet sich die Fischzönose nur mehr bedingt zur Beurteilung des ökologischen Zustands. In diesen Bereichen sind die Bewertungsergebnisse auf ihre Plausibilität hin zu prüfen und etwa durch zusätzliche Untersuchungen der Qualitätskomponente benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) zu verifizieren.

Für die Beurteilung des Zustandes der Qualitätskomponente Fischfauna sind der Fischindex Austria und im speziellen die Kriterien Fischregionsindex und Biomasse heranzuziehen, wobei diese in folgendem Verhältnis zueinanderstehen:

Der Fischregionsindex und die Biomasse sind Bestandteile des Fischindex Austria. Dieser beinhaltet die Artenzusammensetzung, Altersstruktur, Fischregionsindex und Biomasse. Errechnet sich für den Fischregionsindex allerdings ein Wert, der einem der in Anlage F 2 festgelegten Werte entspricht, so ist – ungeachtet des errechneten Wertes für den Fischindex Austria – der sich gemäß Anlage F 2 aus dem Wert für den Fischregionsindex ergebende Zustand für die Gesamtbewertung der Qualitätskomponente Fischfauna ausschlaggebend („k.o.-Kriterium“). Wird etwa für den Fischindex Austria ein guter Zustand ermittelt, für den

²¹ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

²² Die jeweils aktuelle Version ist Bestandteil des Leitfadens zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 Fische und über [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) als Download-Dokument verfügbar.

Fischregionsindex allein aber nur ein mäßiger, so ist von einem mäßigen Zustand des Gewässers auszugehen, sofern sich nicht aus der Einbeziehung des Kriteriums Biomasse ein schlechterer, nämlich ein unbefriedigender oder schlechter Zustand ergibt.

Wird etwa eine Biomasse ermittelt, die die in Anlage F 3 (je nach Gewässertyp) festgelegten Mengen unterschreitet, so ist die Gesamtbewertung des Gewässers je nach ermittelter Menge mit „unbefriedigend“ oder „schlecht“ zu beurteilen. Liegt die ermittelte Menge jedoch höher als die in Anlage F 3 festgelegten, richtet sich die Beurteilung des Zustandes des Gewässers ausschließlich nach dem Fischindex Austria (ohne dem Kriterium Biomasse) und dem Kriterium Fischregionsindex.

Für das Kriterium Biomasse ist es aufgrund der natürlichen Variabilität nicht möglich, eine fünfstufige Bewertung in Zustandsklassen zu entwickeln. Unterschreitet die Biomasse aber einen bestimmten Wert, so kann von einer massiven Beeinträchtigung der Fischfauna ausgegangen werden. Die festgelegten Werte beschreiben daher nur die Zustandsklassen „unbefriedigend“ und „schlecht“.

Für einige Bioregionen und Gewässertypen, in denen die Biomasse natürlicherweise geringere Werte aufweist, wurden abweichende Werte festgelegt.

In die Berechnung der Biomasse werden in rhithralen Gewässern auch allochthone, eingebürgerte Salmoniden miteinbezogen.

Das Kriterium Biomasse ist nicht anzuwenden in Gewässerabschnitten, wo durch starke Geschiebeführung eine Beeinträchtigung des Fischbestandes zu erwarten ist oder in solchen, die in einer Seehöhe von mehr als 1 000 m gelegen sind. Durch starke Geschiebeführung finden im Gewässer ständige Umlagerungsprozesse statt, sodass der Lebensraum und die hier ansässigen Organismen einer permanenten Störung ausgesetzt sind. In diesen Gewässerabschnitten findet sich natürlicherweise eine geringere Biomasse. In Furkationsstrecken verursachen ein hoher Geschiebetrieb, mittleres bis hohes Gefälle und große Abflussschwankungen eine Aufzweigung des Gewässers in zahlreiche Nebenarme und Seitengerinne, die bei jeder Abflusserhöhung ihre Gestalt verändern. In diesen Gewässerabschnitten findet sich natürlicherweise eine geringere Biomasse.

§ 12 Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand (Fließgewässer)

Detaillierte Beschreibungen der hydromorphologischen Einzelkomponenten, erläuternde Abbildungen sowie deren Bewertung sind dem „Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern“ zu entnehmen.²³

Die Beschreibung der hydromorphologischen Eigenschaften aller Fließgewässertypen Österreichs steht als Arbeitsgrundlage in Form einer DVD sowie als Publikation in vier Bänden zur Verfügung²⁴ und kann ebenfalls als Hilfestellung dienen.

Die Festlegungen der Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand folgen den Vorgaben im REFCOND-Guidance ("Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters") sowie den Vorgaben und Ergebnissen der Interkalibrierung.

§ 12 Abs. 2 bis Abs. 4 – Allgemeines

Die formale Struktur des § 12 wurde durch eine Aufteilung auf die Absätze 2 bis 4 durch die Novelle BGBl. II Nr. 369/ 2018 geringfügig adaptiert um eine bessere Zuordnung zu den Einzelkomponenten Wasserhaushalt, Durchgängigkeit des Flusses und Morphologie zu ermöglichen. Zudem wurde klargestellt, dass sich die Festlegungen jeweils auf die hydromorphologischen Bedingungen in einem Oberflächenwasserkörper beziehen.

Die hydromorphologischen Bedingungen in § 12 beziehen sich somit immer auf Eingriffe innerhalb eines Oberflächenwasserkörpers. Die Festlegungen sind auf typspezifische Bedingungen und biologische Gemeinschaften in einem Oberflächenwasserkörper abgestimmt. Einflüsse aus angrenzenden Oberflächenwasserkörpern oder aus dem Einzugsgebiet werden über die hydromorphologischen Bedingungen nicht immer miteingefasst. Derartige Summationseffekte, die sich aus vorhandenen Belastungen im Einzugsgebiet ergeben, werden über die biologischen Qualitätskomponenten erfasst (Beispiel: Wanderhindernis in angrenzenden Oberflächenwasserkörpern mit Auswirkungen auf die Fischzönose).

²³ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

²⁴ Die Beschreibung der hydromorphologischen Eigenschaften aller Fließgewässertypen Österreichs ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser in Österreich > Ein Plan für unsere Gewässer > Umsetzung Wasser-rahmenrichtlinie](#) verfügbar.

§ 12 Abs. 2 Z 1

Eine **Wasserentnahme** stellt keine Beeinträchtigung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes dar, wenn sie sehr geringfügig ist. Als sehr geringfügige Entnahme gilt eine Wasserentnahme, die bis zu 20% der Jahreswasserfracht an der Fassungsstelle beträgt, wobei die Entnahme abhängig von der natürlichen Wasserführung auf bestimmte Zeiten (jahreszeitlich gestaffelt) eingeschränkt ist:

Von Oktober bis März darf die Entnahme erst erfolgen, wenn die Mittelwasserführung der Wintermonate überschritten wird, von April bis September darf die Entnahme erst erfolgen, wenn die Jahresmittelwasserführung überschritten ist.

Ein Beispiel dafür sind Entnahmen zur Befüllung von Beschneigungsteichen zu Zeiten hoher Wasserführung im Sommer.

Die im Gewässer verbleibende Menge darf zu den Zeiten der Entnahme die Jahresmittelwasserführung bzw. die Mittelwasserführung der Wintermonate (Oktober bis März) nur minimal unterschreiten. Die zulässige Entnahme zu diesen Zeiten ist mit 10% des natürlichen niedrigsten Tagesniederschlages (NQ_t) begrenzt.

Eine derartige Unterschreitung kann beispielsweise bei ganzjährigen Entnahmen für Fischteiche erforderlich sein.

Diese Bestimmung ermöglicht sehr geringfügige Wasserentnahmen zu den in den Beispielen angeführten Zwecken auch in Gewässerabschnitten im sehr guten hydromorphologischen Zustand. Die Mengen sind so bemessen, dass Einzelentnahmen, solange sie das festgelegte Ausmaß nicht überschreiten, keine Auswirkung auf den sehr guten hydromorphologischen und den sehr guten biologischen Zustand haben.

§ 12 Abs. 2 Z 2

In Übereinstimmung mit § 3 Z 25 wird im Zusammenhang mit Schwall und Sunk einheitlich der Begriff Abfluss (an Stelle von Wasserführung) verwendet.

Sehr geringfügige anthropogene **Abflussschwankungen** sind auch im sehr guten (hydromorphologischen) Zustand zulässig, es dürfen jedoch im Oberflächenwasserkörper keine anthropogen erzeugten Abflussschwankungen mit ökologisch relevanten Schwall-Sunk-Erscheinungen auftreten.

Die natürliche Variation im Tagesverlauf soll weitgehend ungestört bleiben.

Eine vorübergehende Verschlechterung des Zustandes durch Ereignisse von außergewöhnlichen Umständen im Sinn des § 30f WRG 1959 stellt keinen Verstoß gegen das Qualitätsziel dar. Darunter fallen auch Maßnahmen, die unter solchen außergewöhnlichen Umständen zu ergreifen sind, wie etwa Notentleerungen von Fischteichen und Beschneigungsteichen.

§ 12 Abs. 3

Geringfügige Störungen durch menschliche Tätigkeiten sind beispielsweise

- vereinzelte Maßnahmen zur Sohlstabilisierung (Sohlschwellen) oder
- vereinzelte, kleinere Sicherungsmaßnahmen, wie sie etwa unter Brücken vorgenommen werden, bei denen aber die Passierbarkeit für Organismen sowie ein weitgehend ungestörter Sedimenttransport gewährleistet ist.

Zur Beurteilung der Passierbarkeit vgl. den „Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung von Fließgewässern“ Kap. 10.7.2 – Beurteilung der Passierbarkeit von Querbauwerken²⁵.

§ 12 Abs. 4 Z 1

Unter **Uferdynamik** wird die Kapazität des Flusses verstanden, seinen Uferverlauf dynamisch ändern und umgestalten zu können. Sichtbare Merkmale einer uneingeschränkten Uferdynamik sind die Ausbildung eines typspezifischen Gewässerverlaufs (gestreckt, furkierend, pendelnd, gewunden, mäandrierend etc.) sowie die Ausbildung von variablen Uferstrukturen (Prall- und Gleitufer, Buchten, Uferanbrüche, Erosionen, flach- und steilgeböschte Ufer, Unterspülungen, Gehölzstrukturen und Wurzelgeflecht im Uferbereich etc.).

Durch die Anbringung von Uferverbauungen und -sicherungen werden die Gestaltungskapazitäten des Gewässers im Uferbereich eingeschränkt. Anhand des Parameters Uferdynamik wird der Grad der anthropogenen Beeinträchtigung von Fließgewässern durch künstliche Uferverbauungen und Ufersicherungen beurteilt.

Vereinzelte, kleinere Sicherungsmaßnahmen, wie sie beispielsweise unter Brücken oder an Prallufern häufig vorkommen, können solange toleriert werden, als sie die Gesamtdynamik des Abschnittes nur punktuell einschränken (klargestellt durch die Novelle BGBl. Nr. II 369/2018).

²⁵ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

Die Bewertung des Parameters Uferdynamik hat typspezifisch zu erfolgen.

§ 12 Abs. 4 Z 2

Unter **Sohldynamik** wird die Kapazität des Flusses verstanden, die Gewässersohle dynamisch ändern und umgestalten zu können. Merkmale einer uneingeschränkten Sohldynamik sind die Ausbildung von variablen Sohlstrukturen (Abfolgen von Kolken und Furten, Ausbildung von Schotterinseln oder Kies- bzw. Feinsedimentbänken, variable Choriotopverteilungen, etc.).

Durch Einbau von Sohlsicherungsmaßnahmen werden die variablen Sohlgestaltungskapazitäten des Gewässers eingeschränkt. Anhand des Parameters Sohldynamik wird der Grad der anthropogenen Beeinträchtigung der Fließgewässersohle durch Sohlverbauungsmaßnahmen beurteilt.

Vereinzelte, kleinere Sicherungsmaßnahmen (z.B. Sohlgurte, Sohlschwellen) sowie Sicherungsmaßnahmen unter Brücken können solange toleriert werden, als sie die Gesamtdynamik der Sohle nur punktuell einschränken.

Die Bewertung des Parameters Sohldynamik hat typspezifisch zu erfolgen.

§ 12 Abs. 4 Z 3

Zur Einhaltung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes sind nur sehr geringfügige Veränderungen der Abflussverhältnisse zulässig. Reduktionen der flusstypspezifischen **Strömungsgeschwindigkeit** führen zu einer verstärkten Sedimentation von Feinsubstraten und damit auch zu einer Verschiebung der Substratverhältnisse im Gewässer. Da die benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) hochgradig mit unterschiedlichen Kornfraktionen korreliert, ist eine drastische Änderung der benthischen Lebensgemeinschaften in Staubereichen die Folge. Fische zeigen erst ab einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,3 m/s eine präzise Orientierung gegen die Strömung, unterhalb dieser Geschwindigkeit verlieren sie zunehmend die Orientierung.

Eine anthropogene Reduktion der Fließgeschwindigkeit darf daher nur auf sehr kurzen Strecken vorliegen (z.B. kurze Rückstaueffekte bei Sohlschwellen). Die zulässige Länge dieser Reduktion ist abhängig vom Gewässertyp, als Richtwert kann die fünffache Breite des jeweiligen Gewässers herangezogen werden.

Durch Rückstaueffekte, Änderung des Gewässerlaufs, Begradigung und Regulierung kann es zu einer Veränderung der Fließgeschwindigkeit und damit verbunden auch der Lebensraumbedingungen (z.B. der Substratzusammensetzung) für die Gewässerorganismen kommen. Sowohl eine Verringerung als auch eine Erhöhung der typspezifischen Fließgeschwindigkeit können sich negativ auf den ökologischen Zustand und die Durchwanderbarkeit der Gewässer auswirken. Der Verordnungstext wurde durch die Novelle BGBl. Nr. II 369/2018 daher weiter gefasst und von „anthropogene Reduktion der Fließgeschwindigkeit“ auf „anthropogene Veränderungen der Fließgeschwindigkeit“ abgeändert. Der Begriff umfasst nun sowohl Verringerungen als auch Erhöhungen der flusstypspezifischen Fließgeschwindigkeit.

§ 13 Richtwerte für den guten hydromorphologischen Zustand (Fließgewässer)

Der gute hydromorphologische Zustand ist gegeben, wenn hydromorphologische Bedingungen vorliegen, unter denen die für den guten biologischen Zustand festgelegten Werte erreicht werden können. Die Bewertung des guten hydromorphologischen Zustandes erfolgt also nur über die biologischen Qualitätskomponenten. Im Gegensatz zum sehr guten hydromorphologischen Zustand liegt eine Zielverfehlung des guten Zustandes erst dann vor, wenn die Werte für den guten biologischen Zustand nicht erreicht werden. Die Verfehlung der hydromorphologischen Bedingungen stellt für sich genommen keine Zielverfehlung dar.

Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren ist es aber insbesondere im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot notwendig, die Auswirkungen anthropogener Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen auf den Zustand eines Gewässers abzuschätzen.

Die festgelegten hydromorphologischen Bedingungen sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung „mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit“ der gute biologische Zustand erreicht und auch langfristig gesichert werden kann.

Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren soll damit der Behörde ein Instrumentarium in die Hand gegeben werden, welches eine Prognoseentscheidung erleichtert. Die Behörde soll sich im Verfahren – sofern keine gegenteiligen Informationen über die biologischen Verhältnisse vorliegen – danach richten können, dass bei Vorliegen der in der Verordnung festgelegten hydromorphologischen Bedingungen die biologischen Werte für den guten Zustand mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit eingehalten werden können.

Die Formulierung schließt nicht aus, dass im Einzelfall, z.B. aufgrund umfassender Kenntnis der jeweiligen konkreten wasserwirtschaftlichen Verhältnisse und biologischen Zusammenhänge, auch bei Einhaltung weniger strenger Anforderungen an die hydromorphologischen Bedingungen die Erreichung und langfristige Erhaltung der biologischen Werte für den guten Zustand prognostiziert werden kann.

Bei den festgelegten Bedingungen handelt es sich somit um Richtwerte. Durch ihre Festlegung wird die Vermutung aufgestellt, dass das Vorliegen der Bedingung für die Biologie erforderlich ist. Diese Vermutung kann widerlegt werden.

Im Einzelverfahren hat der Projektwerber gemäß § 103 Abs. 1 WRG 1959 je nach projektierter Anlage in seinen Projektsunterlagen Angaben etwa über die beanspruchte Wassermenge je Sekunde, Tag und Jahr, über die erwarteten Auswirkungen auf Gewässer, über die zum Schutz der Gewässer vorgesehenen Maßnahmen, über die Maschinenleistung, das Jahresarbeitsvermögen und die vorgesehenen Restwassermengen zu machen.

Auf diesem Weg wird es dem Projektwerber möglich darzulegen, dass im konkreten Fall die zum Schutz der Gewässer vorgesehenen Maßnahmen weniger streng sein können als jene zur Erreichung der in dieser Verordnung festgelegten Bedingungen, weil auch bei weniger strengen hydromorphologischen Bedingungen mit der Einhaltung der Werte für den guten biologischen Zustand zu rechnen ist.

Auf der Grundlage dieser Angaben hat die Behörde das Ermittlungsverfahren durchzuführen und das Maß der Wasserbenutzung gemäß § 13 Abs. 4 WRG 1959 dem entsprechend bescheidmäßig festzulegen.

Ein darüber hinaus gehender Anspruch, dass jedes Projekt grundsätzlich und ohne Mitwirkung des Projektwerbers im Sinne des § 103 WRG 1959 von Amts wegen darauf zu prüfen ist, ob von den in dieser Verordnung festgelegten Bedingungen abgewichen werden kann, entsteht durch diese Bestimmung nicht.

Bezüglich der Festlegung von hydromorphologischen Bedingungen für den mäßigen, unbefriedigenden und schlechten biologischen Zustand vgl. die Erläuterungen zu § 4 Abs. 6 bis 10.

§ 13 Abs. 2

Die hydrologischen Werte für die einzelnen Fließgewässer können dem Hydrographischen Jahrbuch von Österreich entnommen bzw. bei den Hydrographischen Abteilungen bei den Ämtern der Landesregierungen angefordert werden. Im Einzelfall sind für das zu betrachtende Fließgewässer jene Werte heranzuziehen, die über einen möglichst langen Zeitraum, im Idealfall über mindestens zehn Jahre, gemessen wurden.

Die hydrologischen Kennwerte beziehen sich auf die natürliche, anthropogen unbeeinträchtigte Situation im Fließgewässer, nicht auf eine möglicherweise bereits anthropogen veränderte Abflusssituation. Daher wurden die Bezeichnungen $MJNQ_t$ natürlich und NQ_t natürlich ge-

wählt. Die entsprechenden Anmerkungen im Hydrographischen Jahrbuch zu den Beeinflussungen der jeweiligen Messstellen durch Zu- oder Ableitungen bzw. Speicherungen sind demnach zu berücksichtigen.

Für jene Gewässer, für die keine Pegeldata verfügbar sind, sind die hydrologischen Werte über Modellrechnungen, wie zum Beispiel über Analogieschlüsse eines repräsentativen Pegels an demselben Gewässer oder über Regionalisierungsmodelle zu ermitteln. Die Methode der Kennzahlenermittlung muss nachvollziehbar und plausibel dargelegt werden können. Es wird empfohlen, die angewandte Methode der Ermittlung der hydrologischen Kennzahlen bei den Hydrographischen Abteilungen der jeweiligen Ämter der Landesregierungen überprüfen zu lassen.

Mindestwassermengen

Die festgelegten Mindestwassermengen sehen einen **Basisabfluss** (NQ_T bzw. ein Drittel oder die Hälfte von $MJNQ_t$ und bestimmte Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten), der immer im Gewässer vorhanden sein muss, sowie einen **dynamischen Anteil**, der die natürlichen Abflussverhältnisse in Jahresverlauf widerspiegelt, vor.

Mit dieser Festlegung kann die Erhaltung der typspezifischen Ausprägung eines Gewässers sichergestellt und die Erreichung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit gewährleistet werden.

Eine geringere Restwassermenge ist zulässig, wenn vom Projektwerber dargelegt werden kann, dass der gute ökologische Zustand auch bei einer geringeren Wasserführung eingehalten und langfristig gesichert werden kann.

Basiswasserführung (Basisabfluss)

Um Begriffsverwechslungen zu vermeiden (ökologisch notwendiger Mindestabfluss versus Mindestwasserführung) wird durch die Novelle BGBl. Nr. II 369/2018 der Begriff „Mindestwasserführung“ durch „Basiswasserführung“ ersetzt.

Die Basiswasserführung (der Basisabfluss) stellt sicher, dass der jeweilige Gewässertyp im Hinblick auf die Dimension des Lebensraums im Wesentlichen erhalten bleibt und die Durchwanderbarkeit der Gewässerstrecke sichergestellt wird.

Dabei ist jedoch anzumerken, dass der Basisabfluss (NQ_t) nur in Ausnahmefällen unterschritten werden sollte. Beim NQ_t handelt es sich um den niedrigsten beobachteten Abfluss einer

längeren Jahresreihe. Das NQ_t stellt damit einen „natürlichen Katastrophenzustand“ im Gewässer dar, der natürlicherweise nur extrem selten auftritt. Wenn ein solch geringer Abfluss anthropogen bedingt über einen längeren Zeitraum aufrechterhalten wird, ist davon auszugehen, dass der ökologische Zustand nicht eingehalten wird. Bei vielen hochalpinen Gewässern und in kleinen Gewässern können sehr geringe NQ_t -Werte auftreten, die als Basisabfluss und damit auf längere Dauer nicht ausreichend sind. Bei diesen Gewässern soll der Basisabfluss mindestens $1/3$, in Gewässern mit einem mittleren Abfluss $< 1 \text{ m}^3/\text{s}$ größer als $1/2$ des natürlichen mittleren Jahresniederwassers ($MJNQ_t$ natürlich) sein.

Zusätzlich zu den hydrologischen Werten ist im Fischlebensraum eine solche Mindestwassermenge sicherzustellen, die die Durchwanderbarkeit des betroffenen Gewässerabschnitts durch entsprechende Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit gewährleistet.

Für die Sicherstellung der Vernetzung des Lebensraums und der Durchwanderbarkeit der Gewässer ist eine Kombination von hydrologischen Kennwerten und entsprechender Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit (vgl. in Anlage G) erforderlich. Diesen Anforderungen ist jedenfalls durch einen ausreichenden ökologischen Mindestwasserabfluss Rechnung zu tragen. In naturnahen Gewässerabschnitten ist die Einhaltung dieser Werte vorrangig durch die als ökologischer Mindestabfluss abgegebene Wassermenge und nicht durch künstliche Einbauten sicherzustellen. In anthropogen überformten Gewässerabschnitten hat sich die morphologische Ausgestaltung der Ausleitungsstrecke (Strukturierung, Breiten- und Tiefenvarianzen) in Zusammenhang mit der Ermittlung des erforderlichen ökologischen Mindestwasserabflusses an natürlichen Referenzsituationen des Gewässertyps (in Bezug auf benetzte Breiten bzw. benetzte Flächen bei $MJNQ_t$) zu orientieren.

Dynamischer Anteil

Der dynamische Anteil hat sicherzustellen, dass wesentliche Gewässerfunktionen erhalten bleiben. Mit dieser Festlegung kann die Erreichung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit gewährleistet werden.

Bei der Festlegung des dynamischen Anteils sind daher folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- Saisonalität der natürlichen Sohlumlagerung und damit eine gewässertypische Substratzusammensetzung. Die Dynamisierung trägt sowohl zu einer beständigen Feinsedimentmobilisierung und somit zum Erhalt der gewässertypspezifischen Substratqualität und damit auch Benthosfauna bei. Der zur Sohlumlagerung notwendige Abfluss ist gegebenenfalls durch hydraulische Modellierungen zu eruieren.
- eine ausreichende Strömung zu Zeiten der Laichzüge

- unterschiedliche Habitatansprüche der einzelnen Alterstadien der maßgeblichen Organismen zu verschiedenen Zeiten des Jahres
- Die Größe des Lebensraums in seiner natürlichen Ausprägung (z.B. Breiten- und Tiefenvarianzen) wird nicht maßgeblich eingeschränkt. Durch eine entsprechende Dynamisierung des Abflusses wird der sich jahreszeitlich natürlicherweise ändernden Benetzung der Gewässerfläche Rechnung getragen.
- gewässertypische Sauerstoff- und Temperaturverhältnisse

Eine Restwassermenge, die 20% der aktuell im Gewässer fließenden Wassermenge entspricht, erfüllt mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit die o.a. Anforderungen. Auch die Vorschreibung geringerer Mengen, wie z.B. ein dynamischer Anteil zwischen 10 und 20% des aktuellen Zuflusses, oder eine Dynamisierung auf Basis von Monatsmittelwerten bzw. saisonalen Werten kann für die Erreichung der biologischen Qualitätsziele ausreichen. In manchen Fällen kann die Dynamisierung bereits durch das natürliche Überwasser (bei geringer Ausbauwassermenge) erreicht werden. Dies ist im Einzelfall zu beurteilen.

Zu § 13 Abs. 2 Z 1 iVm Anlage G

Zu den Begriffen „Schnelle“ und „Talweg“ vgl. die Begriffsbestimmungen in § 3 Z 24 und 28. Für den Talweg gilt, dass durch die Festlegung als Verbindungslinie der tiefsten Punkte aller Querprofile in der Längsrichtung eines Flusses zugleich eine Methodikvorgabe enthalten ist, an welcher Gewässerstelle Mindesttiefe und Mindestströmung zu ermitteln sind.

Die Tiefe im Talweg stellt eine wichtige Ergänzung zum Mindestwert in der pessimalen Schnelle dar. Die Werte der „pessimalen Schnelle“ stellen ein absolutes Limit für die Fische dar und sollten wirklich nur einmal auftreten. Um die Durchgängigkeit sicherzustellen sind daher auch Mindesthabitatbedingungen in Bezug zur ganzen Strecke festzulegen. Diese Werte sind ebenfalls Mindestwerte der Habitatbenutzung durch adulte Individuen, und stellen ebenfalls die Durchgängigkeit sicher.

Im Zusammenhang mit dem ökologisch notwendigen Mindestwasserabfluss für den guten ökologischen Zustand hat sich bei bestimmten Gewässertypen gezeigt, dass die Abgabe von 50% des mittleren Jahresniederwassers (MJNQ_t) die Durchgängigkeit des Oberflächengewässers nicht in allen Fällen garantiert.

Betroffen sind beispielsweise kleine Gewässer, Gewässer mit grober Verblockung, hohem Gefälle, starker Geschiebeführung oder auch breite Gewässerbette mit nur schmalen Abflussbereich. Bei diesen Oberflächengewässern erfordert die Festlegung des ökologisch notwendigen Mindestwasserabflusses eine entsprechende Messung im Rahmen einer Einzelfallbeurteilung und eine Festsetzung der Restwassermenge über dem Wert 50% MJNQ_t.

Die in der Anlage G zur QZV Ökologie OG (bereits in der Stammfassung 2010) aufgestellte Prognose, dass durch eine Mindestdotations in Höhe von 50% MJNQ_t die Einhaltung der Werte für die Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten und damit die Durchgängigkeit des Gewässers mit hoher Sicherheit gewährleistet werden kann, gilt daher nur bei geeigneter Strukturausstattung des Gewässers und solange keine anderen fachlichen Grundlagen (wie etwa bereits vorhandene Erfahrungen in bestimmten Gewässertypen, vorliegende Messungen oder Habitatmodellierungen) Gegenteiliges nahelegen.

In diesem Fall kann die Behörde nach Einlangen des Antrags auf Erteilung einer wasserrechtlichen Bewilligung oder etwa im Rahmen der „Vorläufigen Überprüfung“ (vgl. § 104 Abs. 1 lit. a WRG 1959) auf der Grundlage des § 13 Abs. 3 AVG projektsergänzende Daten im Zusammenhang mit den Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten vom Bewilligungswerber einfordern.

Es ist zu beachten, dass für die Einhaltung der Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten die jeweilige Strukturausstattung eines Gewässers eine wesentliche Rolle spielt. Anthropogen stark überformte Gewässer wie zB jene mit verbreitertem Flussbett oder mit monotonen Abflussprofilen sind generell problematisch und im Einzelfall zu betrachten.

Die festgelegten Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten sind als Richtwerte für die Bemessung der für die Durchwanderbarkeit erforderlichen Restwassermenge zu verstehen. Ob und wie weit bei einzelnen Profilen von den festgelegten Richtwerten abgewichen werden kann, ist im Einzelfall zu entscheiden. Dies ist wesentlich von der Strukturausstattung des betroffenen Gewässerabschnitts, wie etwa der Ausprägung bzw. Länge der Schnellen und Kolke sowie der Breitenvarianz des Gewässers abhängig.

Der zur Einhaltung der Richtwerte benötigte Abfluss kann bei bestehenden Anlagen durch Messungen bei unterschiedlichen Wasserführungen ermittelt werden. Bei Neuprojektierungen können Direktmessungen bei verschiedenen Wasserständen meist nicht durchgeführt werden. In diesem Fall ist eine Interpolation über eine ausreichend große Anzahl von Profilmessungen und Spiegellinienberechnungen notwendig.

Aufgrund natürlicher Umlagerungsprozesse und Messungenauigkeiten kann es in der Realität zu Abweichungen von diesen Bemessungswerten kommen. Bei nachträglichen Überprüfungen sind für diese unvermeidbaren Abweichungen in der Regel 5% als Toleranzwert für Unterschreitungen zu veranschlagen.

§ 13 Abs. 3

Bei großen Flüssen (siehe Anlage A 1) können keine generellen Werte für das Verhältnis Sunk-Schwall festgelegt werden. Die Auswirkungen von Schwallereignissen auf den Zustand dieser Gewässer sind im Einzelfall auf der Grundlage des Anhangs C zum WRG 1959 zu beurteilen bzw. abzuschätzen.

Das **Sunk-Schwall-Verhältnis** bei allen anderen Gewässern bezieht sich auf das Verhältnis von Basisabfluss zu den Schwallspitzen bei anthropogenen Abflussschwankungen (wie insbesondere beim Schwallbetrieb zur Elektrizitätserzeugung) in kleinen und mittleren Gewässern. Überschreitet das Sunk-Schwall-Verhältnis nicht den Wert von 1:3 und beträgt die Wasserbedeckung der Gewässersohle bei Sunk mindestens 80 % der bei Schwall bedeckten Sohlfläche, ist davon auszugehen, dass keine signifikante Belastung im Gewässer vorliegt und somit die Erreichung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet wird.

In Übereinstimmung mit § 3 Z 25 wird im Zusammenhang mit Schwall und Sunk einheitlich der Begriff Abfluss (an Stelle von Wasserführung) verwendet.

Es ist darauf hinzuweisen, dass das Schwall-Sunk-Verhältnis alleine meist nicht ausreicht, um ökologische Auswirkungen von Schwallereignissen zu beschreiben. Nähere Informationen zu den ökologischen Auswirkungen sind im Endbericht des Projekts „Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten“²⁶ zu finden.

Die Richtwerte für anthropogene Abflussschwankungen in § 13 (3) dienen als Hilfestellung für die Prognose der Auswirkungen von neuen Eingriffen bzw. zur Einschätzung des Risikos, den guten ökologischen Zustand zu verfehlen. In aufgrund des Schwalls als erheblich verändert ausgewiesenen Gewässern können sie jedoch nicht als Maßstab für Sanierungsmaßnahmen bzw. zur Festlegung des guten ökologischen Potentials herangezogen werden.

Nähere Informationen zu möglichen Sanierungsmaßnahmen für erheblich veränderte Gewässer sind im Endbericht zum Projekt „Schwall 2015“ (Hauer C. & Habersack H. (2015): Schwall_2015 - Prioritätenreihung und Maßnahmenentwicklung zur Reduktion des Schwallinflusses bei unterschiedlichen Flusstypen. Endbericht, 154 pp., Universität für Bodenkul-

²⁶ Der Endbericht ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser in Österreich > Ein Plan für unsere Gewässer > Umsetzung Wasserrahmenrichtlinie](#) verfügbar.

tur.) sowie im Endbericht zu SuREmMa (Sustainable Rivermanagement – Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen²⁷⁾) zu finden.

§ 13 Abs. 4

Durch Rückstaueffekte, Änderung des Gewässerlaufs, Begradigung und Regulierung kann es zu einer **Veränderung der Fließgeschwindigkeit** und damit verbunden auch der Lebensraumbedingungen (z.B. der Substratzusammensetzung) für die Gewässerorganismen kommen. Sowohl eine Verringerung als auch eine Erhöhung der typspezifischen Fließgeschwindigkeit können sich negativ auf den ökologischen Zustand und die Durchwanderbarkeit der Gewässer auswirken.

Der Verordnungstext wurde daher durch die Novelle BGBl. Nr. II 369/2018 weiter gefasst und von „anthropogene Reduktion der Fließgeschwindigkeit“ auf „anthropogene Veränderungen der Fließgeschwindigkeit“ abgeändert. Der Begriff umfasst nun sowohl Verringerungen als auch Erhöhungen der flusstypspezifischen Fließgeschwindigkeit. Anthropogene Veränderungen der mittleren Fließgeschwindigkeit im Querprofil sind nur insofern zulässig, als sie die typspezifischen Substratbedingungen nur auf kurzen Strecken mehr als gering beeinträchtigen und zielgerichtete Wanderbewegungen der Gewässerfauna (die sich an der Strömung orientiert) nicht eingeschränkt werden. Dies gilt sowohl für Verringerungen als auch für Erhöhungen der mittleren Fließgeschwindigkeit.

Die Verringerung der flusstypspezifischen Fließgeschwindigkeit führt zu einer verstärkten Sedimentation von Feinsubstraten und damit auch zu einer Verschiebung der Substratverhältnisse im Gewässer. Da die benthische Lebenswelt hochgradig mit unterschiedlichen Kornfraktionen korreliert, ist eine drastische Änderung der benthischen Lebensgemeinschaften in Staubereichen die Folge.

Der bis zur Novelle BGBl. Nr. II 369/2018 festgelegte Richtwert einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,3 m/s bei Mittelwasser beschreibt Bedingungen im Gewässer, die bereits massive Auswirkungen auf die Gewässerorganismen und damit auf den ökologischen Zustand haben können, da die mittlere Geschwindigkeit größer ist als die sohlnahe Geschwindigkeit, welche aber entscheidend für die Zusammensetzung der Benthoszönosen ist. Bei einer sohlnahen Fließgeschwindigkeit unter 0,3 m/s ist aufgrund der damit verbundenen Sedimentationsrate von Feinanteilen und dadurch bedingten Veränderung des Lebensraums von einer

²⁷ Der Endbericht ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser in Österreich > Ein Plan für unsere Gewässer > Umsetzung Wasserrahmenrichtlinie](#) verfügbar.

Überschreitung des guten ökologischen Zustands auszugehen (der Fließgewässercharakter geht verloren).

In wissenschaftlichen Studien wurde nachgewiesen, dass schon bei einer mittleren Fließgeschwindigkeit von deutlich über 0,3 m/s negative Veränderungen der benthischen Lebensgemeinschaften zu beobachten sind. Der einheitliche Richtwert berücksichtigte zudem auch nicht die typspezifischen Unterschiede der Fließgeschwindigkeiten und der damit verbundenen Substratverhältnisse in unterschiedlichen Gewässertypen.

In allen Stauräumen nimmt die Strömung kontinuierlich gegen die Wehranlage zu ab. Dadurch verringern sich auch sukzessive die Korndurchmesser des sedimentierten Geschiebes. Definitionsgemäß ist die Verminderung der natürlichen Fließgeschwindigkeit schon in der Stauwurzel ausgeprägt, wobei eine Abnahme der natürlichen Fließgeschwindigkeit bis auf ca. 70% des Ausgangswertes auftreten kann.

Eine genaue Festlegung, ab welchem Fließgeschwindigkeitswert eine signifikante Änderung der Substratbedingungen und ab welchem Punkt innerhalb eines Staus daher mit einer Verschiebung der Zustandsklasse zu rechnen ist, ist derzeit nicht möglich, da der ökologische Zustand im Fluss von einer Reihe von Faktoren beeinflusst wird, welche untereinander in Beziehung stehen. Dazu zählen z.B. die Länge der Staustrecke, der Ausgangszustand, der Gewässertyp (z.B. saprobieller und trophischer Grundzustand), die gewässertypische Substratzusammensetzung (etwa Anteil von Feinsedimenten).

Nähere Informationen zu Auswirkungen von Stauen sowie Anhaltspunkte für die Abschätzung des Zustands sind in der Studie „Abschätzung des ökologischen Zustandes von Stauen auf Basis von Milieufaktoren“ der Universität für Bodenkultur ²⁸ zu finden.

Bei Stauen ist zu beachten, dass sich die Auswirkungen von Stauhaltungen nicht ausschließlich auf den Parameter „Reduktion der Fließgeschwindigkeit“ beschränken, sondern diese auch andere Auswirkungen haben können (siehe dazu den Erlass zur QZV Ökologie OG, Kap. 3.4.6). Besondere Aufmerksamkeit ist bei der Beurteilung von Abschnitten mit starker Geschiebeführung geboten. In einigen Gewässertypen (insbesondere in stark Geschiebe führenden Gewässern) können Staue möglicherweise auch als „Sedimentfalle“ fungieren, die Stauraumpülungen erforderlich machen. Diese Auswirkungen von Stauen sind im Einzelfall gesondert zu betrachten.

²⁸ Die Studie ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser in Österreich > Ein Plan für unsere Gewässer > Umsetzung Wasserrahmenrichtlinie](#) verfügbar.

Die zulässige Länge von Bereichen mit anthropogen reduzierter bzw. erhöhter Fließgeschwindigkeit ist in Zusammenhang mit den Festlegungen in § 5 (Kleinräumigkeit) und etwaigen Vorbelastungen zu betrachten. Dabei ist auch zu beachten, dass sich mehrere kleine Eingriffe in ihrer Wirkung summieren können. So führt z.B. ein kurzer Stau noch zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung des Zustands, während eine Abfolge mehrerer kurzer Staue die Abflussverhältnisse, den Gewässertyp und somit die Lebensbedingungen für die Organismen wesentlich verändert. Durch den weitgehenden Verlust des Fließgewässercharakters verändert sich die Zusammensetzung der Biozöten. Es kommt z.B. zur Dominanz stagnophiler Fischarten.

§ 13 Abs. 5

Fischwanderungen finden ganzjährig statt und dienen dazu, Ressourcen in Bezug auf Ernährung, Wachstum, Fortpflanzung, Schutz vor Feinden usw. ideal zu nutzen. Bekannte Arten der Wanderung sind saisonale Wanderungen (Laichwanderung, Laichrückwanderung, Larvalausbreitung durch Drift, Wanderung in Nahrungshabitate oder Winterhabitate), Wanderungen, die durch Katastrophen ausgelöst werden (Verdriftung, Kompensationswanderungen nach Hochwasser, Schutzwanderungen bei Hochwasser oder anderen unvorteilhaften Umweltbedingungen) und tägliche Wanderungen (temperaturbedingt, nahrungsbedingt).

Die longitudinale (flussaufwärts und flussabwärts) sowie die laterale (in Nebengewässer und Zubringer) Durchwanderbarkeit einer Gewässerstrecke ist für eine langfristige Erhaltung des guten Zustandes bedeutsam.

Es ist davon auszugehen, dass Beeinträchtigungen der ökologischen **Durchgängigkeit** (wie z.B. Querbauwerke oder unzureichendes Restwasser) Auswirkungen auf weite Gewässerstrecken oder sogar Gewässersysteme haben können. Auch wenn im betroffenen Wasserkörper derzeit ein guter Zustand gegeben ist, sind langfristige Auswirkungen bzw. Auswirkungen auf andere Wasserkörper (siehe auch Erläuterungen zu § 5) anzunehmen. Abweichungen von der Forderung nach Durchgängigkeit sind daher nur in sehr geringem Ausmaß zulässig. Fischaufstiegshilfen kompensieren nur teilweise die Auswirkungen anthropogener Wanderhindernisse. Die Durchwanderbarkeit ist daher im Vergleich zu natürlichen Gewässern bereits geringfügig eingeschränkt.

Die Durchwanderbarkeit einer Gewässerstrecke ist dann gegeben (bzw. nur geringfügig eingeschränkt), wenn eine Fischpassage für einen Großteil der wanderwilligen Individuen und Altersstadien (ab 1+) der Leitfischarten und typischen Begleitfischarten entsprechend der aktuellen gewässertypspezifischen Leitbilder (nach dem "Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische") gegeben.

Aufgrund der unterschiedlichen Wanderzeiten der einzelnen Fischarten im Jahresverlauf (z.B. Bachforelle im Herbst, Aalrutte im Winter, Äsche, Nase, Barbe und Huchen im Frühjahr) ist die Durchwanderbarkeit ganzjährig sicherzustellen und Fischaufstiegshilfen ganzjährig zu dotieren. Ausgenommen davon sind Zeiten mit extremen Abflussbedingungen im Gewässer (Abflüsse > Q30 und Abflüsse < Q330) oder kurzfristige Unterbrechungen der Fischpassierbarkeit, etwa bei Revision der Anlagen. Nähere Details zu Funktionszeiten von Fischaufstiegshilfen sind im Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen zu finden.²⁹

Für die Beurteilung der Durchwanderbarkeit von Restwasserstrecken sind die Richtwerte aus Anlage G heranzuziehen.

In Ausnahmefällen kann ein Abweichen von der Forderung nach Herstellung der Durchgängigkeit aus gewässerökologischen Gründen sinnvoll sein. Das kann beispielsweise zur Erhaltung gesunder Bestände, etwa zur Verhinderung der weiteren Ausbreitung der Krebspest, oder zur Erhaltung einer gewässertypischen endemischen Art erforderlich sein.

§ 13 Abs. 6

Generell erweist es sich als sehr schwierig, die morphologischen Bedingungen auf einen bestimmten Zustand in Bezug auf die biologischen Qualitätskomponenten hin zu beschreiben. **Morphologische Veränderungen von Ufer- und Sohldynamik** sind in ihrer Auswirkung auf die biologischen Qualitätskomponenten nur sehr schwer abzuschätzen.

Mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit kann die Einhaltung der Werte der biologischen Qualitätskomponenten für den guten Zustand gewährleistet werden, wenn ein Abschnitt gemäß der Bewertung für die Hydromorphologie (siehe „Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung von Fließgewässern“) als hydromorphologisch „gut“ zu beurteilen ist.

In Abschnitten, die gemäß der genannten Bewertungsmethode als hydromorphologisch „mäßig“ bewertet werden, ist – je nach Länge der belasteten Strecken bzw. Ausprägung der Belastung (es ist etwa nur die Uferdynamik gestört, die Sohldynamik ist nicht verändert) – dennoch durchaus eine Einhaltung der Werte der biologischen Qualitätskomponenten für den guten Zustand möglich.

Die Auswirkungen morphologischer Belastungen, z.B. auf die Fischfauna, können sehr unterschiedlich sein, wobei es darauf ankommt, ob der mäßige morphologische Zustand über

²⁹ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser in Österreich > Ein Plan für unsere Gewässer > Maßnahmenprogramme > Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen \(FAHs\)](#) verfügbar.

lange Gewässerabschnitte zu finden ist oder ob auch ausreichend lange Abschnitte im guten morphologischen Zustand vorhanden sind, die Lebensraum, Laichplätze usw. bieten.

Mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ist davon auszugehen, dass in Abschnitten, die morphologisch als unbefriedigend oder schlecht zu beurteilen sind, die Werte der biologischen Qualitätskomponenten für den guten Zustand nicht eingehalten sind. Dies wird insbesondere dann gegeben sein, wenn

- die Uferlinien durchgehend anthropogen überformt oder verbaut sind oder
- die Sohldynamik durchgehend unterbunden ist und nur vereinzelt Stellen mit offener Sohle vorhanden oder
- das Sohlsubstrat durch vollständige Sohlumgestaltung (z. B. überwiegend Sohlpflasterung) verändert ist.

§ 14 Qualitätsziele für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer)

Die Beurteilung der Einhaltung des Qualitätsziels erfolgt mit Ausnahme der Temperatur an Hand des 90-Perzentils. Dieses ist über alle in einem Beobachtungszeitraum gemessene Konzentrationen zu berechnen, wobei für eine Zustandsausweisung mindestens zwölf Einzelmessungen, die über den Zeitraum eines Jahres monatlich durchgeführt wurden, heranzuziehen sind.

Die Beurteilung der Einhaltung des Qualitätsziels Temperatur erfolgt an Hand des 98-Perzentils. Dieses ist über alle in einem Beobachtungszeitraum gemessene Konzentrationen zu berechnen, wobei für eine Zustandsausweisung mindestens wöchentlich durchgeführte Einzelmessungen, die über den Zeitraum eines Jahres durchgeführt wurden, heranzuziehen sind.

Die methodischen Vorgaben der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BGBl. II Nr. 479/2006 idgF BGBl. II Nr. 363/2016) sind einzuhalten.

Nähere Details zur Bewertung sind dem „Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – allgemein physikalisch-chemische Qualitätskomponenten in Fließgewässern“ zu entnehmen.³⁰

Die Bewertung der speziellen Gewässertypen (siehe Tabelle in den Erläuterungen zu § 2) erfolgt auf Basis einer Experteneinschätzung, wobei hierfür jene Werte, die sich bei Zuordnung

³⁰ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

zum entsprechenden Typ (Bioregion und saprobieller bzw. trophischer Grundzustand) ergeben würden, heranzuziehen sind. Bei den großen Flüssen sind Einflüsse von kleinräumig wirkenden Bioregionen zu vernachlässigen, da diese die Charakteristik nicht maßgeblich beeinflussen. So ist beispielsweise die Donau im Wesentlichen durch die Bioregionen Alpenvorland und Östliche Flach- und Hügelländer geprägt, während die Zuläufe aus der Bioregion Granit-Gneis in Bezug auf die Wassermengen nur einen geringen Einfluss haben.

Der im Hinblick auf die Qualitätskomponente Salzgehalt aussagekräftige Parameter Chlorid (siehe näher die Erläuterungen zu § 4) wurde mit BGBl. II Nr.461/2010 in die Bestimmung aufgenommen.

Die Wechselwirkung zwischen DOC und den biologischen Qualitätskomponenten ist für einzelne Bioregionen nicht schlüssig, die Schwankungen spiegeln sich nicht in der Biologie wider. Daher entfällt mit BGBl. II Nr.369/2018 eine Festlegung des Grenzwertes für das DOC in § 14 iVm Anlage H.

§ 14 Abs. 2 Z 1 iVm Anlage H 1

Die Bewertung des Parameters **Temperatur** erfolgt typspezifisch. Grundlage dafür bilden die in Anlage A 2.4 festgelegten Fischtypen. Es werden maximal zulässige Temperaturen (als 98 Perzentil) sowie maximal zulässige Temperaturerhöhungen, ausgedrückt als Differenztemperatur (Delta Temperatur), für alle Fischtypen festgelegt.

Die Qualitätsstandards für die Abgrenzung des sehr guten Zustands entsprechen im Wesentlichen dem Mittelwert der oberen maximalen Optimaltemperaturen der für das Leitbild jeder Bioregion charakteristischen Leit- und typischen Begleitfischarten.

Für die maximal zulässigen Temperaturerhöhungen (Delta Temperatur) sind als Bezug immer die jahreszeitlich typischen Wassertemperaturen zugrunde zu legen, so dass unter anderem gesichert wird, dass die Wassertemperatur während der Laichzeit nicht zu hoch liegt.

Zur Bewertung der maximal zulässigen Temperaturerhöhung, ausgedrückt als Differenztemperatur, sind als Bezug die jahreszeitlich typischen Wassertemperaturen zugrunde zu legen. Hierzu kann in der Regel der Tagesmittelwert herangezogen werden. Dieser Wert ist ein Richtwert, für den wie bei anderen Richtwerten gilt, dass eine Zielverfehlung des guten Zustandes erst dann vorliegt, wenn die Werte für den guten biologischen Zustand nicht erreicht werden (vgl. § 4 Z 7).

§ 14 Abs. 2 Z 2 und 3

Der **Sauerstoffhaushalt** ist einer der wesentlichen, unmittelbar wirksamen Einflussfaktoren auf die gesamte Biozönose eines Gewässers. Für die Bewertung wird als Parameter die Sauerstoffsättigung (in %) herangezogen. Da jedoch eine ausschließliche Bewertung der Sauerstoffkonzentration/Sättigung für die Beurteilung der Gewässerqualität, z.B. die Bemessung von zulässigen Einleiterfrachten, nicht ausreichend wäre, wurden auch ein Parameter zur Beschreibung der organischen Belastung, der eine Auswirkung auf den Sauerstoffhaushalt hat, in diese Kategorie aufgenommen (Biologischer Sauerstoffbedarf).

Die Bewertung orientiert sich am Gewässertyp, definiert durch Bioregion und saprobiellen Grundzustand (siehe Anlage A 2.3.1.), da für die biologische Bewertung von Belastungen mit sauerstoffzehrenden Verbindungen die Benthische wirbellose Fauna (Saprobienindex) als indikativste Qualitätskomponente anzusehen ist.

§ 14 Abs. 2 Z 4

Die chemische Beurteilung des Versauerungszustandes erfolgt an Hand des **pH-Wertes**.

In kalkhaltigen Gewässern ist dieser auf Grund der Pufferkapazität des Kalks eine relativ stabile Größe, die pH-Werte liegen auch im Fall einer Belastung im Bereich pH 7 – 8.

Die Auswirkung einer anthropogen verursachten Versauerung (z.B. durch hohe pflanzliche CO₂-Produktion) ist in jenen Gebieten, die auf Grund der Kalkarmut der Gewässer nur eine geringe Puffereigenschaft aufweisen, an Hand des pH-Wertes sichtbar.

§ 14 Abs. 2 Z 5

Phosphor ist als wesentlicher Pflanzennährstoff in Kombination mit den Lichtverhältnissen für die trophische Situation eines Gewässers maßgeblich verantwortlich. Da die österreichischen Gewässer stofflich im Wesentlichen phosphorlimitiert sind, wirken sich zusätzliche Einleitungen – bei ausreichenden Lichtverhältnissen – im unmittelbaren Einzugsbereich aus.

Die Bewertung der Phosphorverhältnisse eines Gewässers erfolgt auf Basis des gelösten Orthophosphat (bezogen auf Phosphor). Dieser ist auf Grund der hundertprozentigen biologischen Verfügbarkeit deutlich besser geeignet, eine Aussage über das trophische Potenzial eines Fließgewässers abzugeben als der Gesamtphosphorgehalt.

Die Bewertung orientiert sich am Gewässertyp, definiert durch Bioregion und trophischen Grundzustand (siehe Anlage A 2.2.), da für die biologische Bewertung von Phosphorbelastungen das Phytobenthos/Trophieindex als indikativste Qualitätskomponente anzusehen ist.

§ 14 Abs. 2 Z 6

Auch **Stickstoff** ist grundsätzlich entsprechend dem erforderlichen Nährstoffverhältnis von Stickstoff zu Phosphor (N:P) als essentieller Nährstoff anzusehen. Da die österreichischen Fließgewässer in der Regel phosphorlimitiert sind, ist eine Begrenzung der Stickstofffracht vor allem im Hinblick auf dessen Fernwirkung von Relevanz, da sowohl das Schwarze Meer als auch die Nordsee teilweise als stickstofflimitiert anzusehen sind.

Die Bewertung orientiert sich am Gewässertyp, definiert durch Bioregion und saprobiellen Grundzustand (siehe Anlage A 2.3.1).

§ 14 Abs. 2 Z 7 iVm Anlage H 7

Mit BGBl. II Nr. 461/2010 wurde in der Tabelle die Umweltqualitätsnorm für **Chlorid** für Fließgewässer aus der Anlage B.3 der QZV Chemie OG übernommen.

Auf Grund neuerer Erkenntnisse wird mit BGBl. II Nr.369/2018 in Ergänzung zur bisherigen Regelung zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft eine zulässige Höchstkonzentration (ZHK) eingeführt. Die Richtwerte berücksichtigen somit die Auswirkungen von chronischer und akuter Belastung. In der Studie des BMNT „Chlorid– Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna“ wurde nachgewiesen, dass die aquatische Biozönose auf hohe Chlorid-Konzentrationen empfindlich reagiert. Vor diesem Hintergrund wurde eine maximal zulässige Höchstkonzentration (ZHK) als Mittelwert über 72 Stunden neu aufgenommen. Dieser Wert ist ein Richtwert, für den wie bei anderen Richtwerten gilt, dass eine Zielverfehlung des guten Zustandes erst dann vorliegt, wenn die Werte für den guten biologischen Zustand nicht erreicht werden (vgl. § 4 Z 7).

Für eine Beurteilung der Auswirkungen von Belastungen wären neben den Inhalten der angeführten Studie auch bestehende aktuelle Leitfäden, wie z.B. der Leitfaden des BMVIT betreffend „Versickerung chloridbelasteter Straßenwässer“ und der Arbeitsbehelf des Amtes der NÖ Landesregierung betreffend „Chloridbelastete Straßenwässer – Auswirkungen auf Vorflutgewässer“ zu berücksichtigen. ³¹

³¹ Die Hintergrundinformationen sind in der Studie „Chlorid – Auswirkungen auf die Aquatische Flora und Fauna“ auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasserqualität und Gewässerschutz](#) verfügbar.

§ 14 Abs. 3

Die Bewertung des guten ökologischen Zustandes hinsichtlich der Belastung der allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten erfolgt über die biologischen Qualitätskomponenten. Im Gegensatz zum sehr guten Zustand liegt eine Zielverfehlung des guten Zustandes der allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten erst dann vor, wenn die Werte für den guten biologischen Zustand nicht erreicht werden. Die Verfehlung der allgemeinen physikalisch-chemischen Bedingungen stellt für sich genommen keine Zielverfehlung dar.

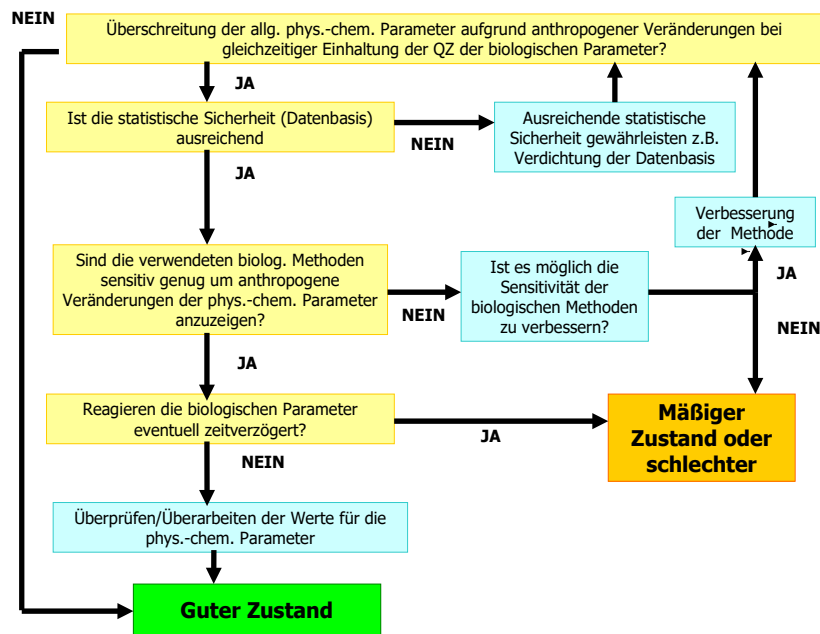
Die Qualitätsziele für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung der gute biologische Zustand mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit erreicht werden kann. Ob dieser auch tatsächlich erreicht wird, ist im Wege der Gewässerüberwachung durch Messungen der biologischen Qualitätskomponenten nachzuweisen.

Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren soll damit der Behörde ein Instrumentarium in die Hand gegeben werden, welches eine Prognoseentscheidung erleichtert. Die Behörde soll sich im Verfahren – sofern keine gegenteiligen Informationen über die biologischen Verhältnisse vorliegen – danach richten können, dass bei Vorliegen der in der Verordnung festgelegten Werte, die biologischen Werte für den guten Zustand mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit eingehalten werden können.

Die Formulierung schließt nicht aus, dass im Einzelfall, z.B. aufgrund umfassender Kenntnis der jeweiligen konkreten wasserwirtschaftlichen Verhältnisse und biologischen Zusammenhänge, auch bei Einhaltung weniger strenger Anforderungen an die physikalisch-chemischen Bedingungen die Erreichung der biologischen Werte für den guten Zustand prognostiziert werden kann.

Bei den festgelegten Bedingungen handelt es sich somit um Richtwerte. Durch ihre Festlegung wird die Vermutung aufgestellt, dass der Wert für die Biologie erforderlich ist. Diese Vermutung kann widerlegt werden.

Bei Überschreitung der in § 14 Abs. 2 festgelegten Werte an Hand des untenstehenden Prüfschemas ist eine Überprüfung hinsichtlich der möglichen Ursachen dafür sinnvoll. Wesentlich hierbei ist vor allem die Prüfung, ob sich Überschreitungen nicht zeitverzögert auf die biologischen Qualitätskomponenten auswirken können.



Im Hinblick auf die Tatsache, dass die Ableitung der chemischen Richtwerte unter Berücksichtigung des derzeitigen Wissensstandes erfolgte ist an Hand des oben dargestellte Prüfverfahren in regelmäßigen Abständen zu überprüfen ob in einer bedeutenden Anzahl von Messstellen innerhalb eines Typs Diskrepanzen bei der Bewertung auftreten, d.h. die biologischen Qualitätselemente weisen einen guten Zustand aus, die allgemein physikalisch-chemischen Parameter sind jedoch überschritten. In diesem Fall ist eine allfällige Nachjustierung der chemischen Grenz- und Richtwerte in der QZV Ökologie vorgesehen.

§ 15 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (für Seen) - Phytoplankton

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B2 - Phytoplankton). ³²

Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen mittels der Qualitätskomponente Phytoplankton stellt in erster Linie eine Klassifizierung des Nährstoff- oder Produktionsniveaus der Seen dar. Die Methode basiert auf dem Index von Brettum (1989; Dokulil 2001, 2005) und verrechnet das Vorkommen und die Häufigkeit von Indikatorarten, die in bestimmten Trophiezuständen häufiger vorkommen und höhere Biovolumina ausbilden. Der Index zeigt trophische Belastungen an. Darüber hinaus kommen das Gesamtbiovolumen (Utermöhl, 1958) und der Chlorophyll-a-Gehalt zur Anwendung.

³² Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

Im Rahmen des europaweiten Interkalibrierungsverfahrens (2009 – 2012) wurde die bestehende Version der österreichischen Phytoplankton Bewertungsmethode grundlegend überarbeitet und erweitert. Entsprechend den Vorgaben der WRRL und in Abstimmung mit anderen EU-Staaten im alpinen Raum (Slowenien, Italien, Frankreich, Deutschland) wurden folgende Änderungen vorgenommen:

- Einbeziehung von Chlorophyll-a in das Bewertungsverfahren,
- Überarbeitung der Einstufungen für den Brettum-Index (basierend auf Rebecca-Liste, Erweiterung der Artenliste, geänderte Taxonomie), dadurch auch geringe Verschiebungen der Klassengrenzen und Referenzbedingungen

Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen anhand des Phytoplanktons ist in erster Linie eine Klassifizierung des Nährstoff- oder Produktionsniveaus der Gewässer. Die in der Bewertung verwendeten Kenngrößen sind die Chlorophyll-a-Konzentration (Jahresmittel), das Gesamtbiovolumen (Jahresmittel) und der Brettum- Index (berechnet aus der Taxaliste und den entsprechenden Biovolumina im Jahresmittel).

Die Systematik der Algen unterliegt einer fortwährenden Anpassung und Weiterentwicklung; sie ist niemals vollständig abgeschlossen. In den letzten Jahren führten systematische Revisionen und Neubewertungen bei einer Reihe von altbekannten und gut etablierten Taxa zu einer Aufspaltung und Umbenennung. Auch wenn Taxonomie letztlich immer eine Frage der Akzeptanz in der „scientific community“ ist, so ist die Verwendung einer einheitlichen Nomenklatur zur Vergleichbarkeit von Zählraten aus unterschiedlichen Prüflabors unerlässlich.

33

Durch die deutliche Erweiterung und Neuberechnung der taxon-spezifischen Trophie-Scores war es notwendig, auch die Referenzwerte und Klassengrenzen für den Brettum-Index neu abzuleiten.

Die Auswahl der Indikatortaxa erfolgte im Rahmen des Interkalibrierungsprozesses auf Basis der Häufigkeit und des Vorkommens der Taxa im gesamten Alpenraum (potenzielle Anwendung der Bewertung auch in anderen Ländern) sowie nach einer Plausibilitätsprüfung.

Die Referenzbedingungen und die Klassengrenzen für die drei Kenngrößen Chlorophyll-a, Gesamtbiovolumen und Brettum-Index wurden im Rahmen des Interkalibrierungsprozesses

³³ Die Bewertungsmethode für das Phytoplankton bezieht sich auf die in den EU- Projekten REBECCA und WISER verwendete Nomenklatur. Die Rebecca-Algenliste ist in der aktuellen Version auch über freshwaterecology.info verfügbar.

erarbeitet und zwischen den Ländern Slowenien, Italien, Frankreich, Deutschland und Österreich harmonisiert.

Die Gewässerbewertung gemäß WRRL beruht auf der Darstellung der Abweichung eines Ist-Zustand vom Referenzzustand. Diese Abweichung wird als EQR (ecological quality ratio) jeweils für die Chlorophyll-a-Konzentration (EQR_{chl}), das Gesamt-Biovolumen (EQR_{BV}) und den Brettum-Index (EQR_{BI}) angegeben. Für die Weiterverrechnung werden die EQR normiert ($nEQR$), sodass die Klassengrenzen äquidistant sind und eine direkte Ablesung der ökologischen Zustandsklassen ermöglichen ($nEQR\ 0,8$ = Klassengrenze sehr gut/gut, $0,6$ = gut/mäßig etc.). Die Vorgangsweise für die Umrechnung auf normierte EQRs ist dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Teil B2 – Phytoplankton zu entnehmen.

Die Gesamtbewertung des Zustandes eines Oberflächenwasserkörpers erfolgt aufgrund der hohen natürlichen Variabilität auf Basis eines Mittelwerts von drei aufeinander folgenden Einzeljahrbewertungen (3-Jahres-Mittelwerts der normierten Gesamt-EQR-Werte)

Die Bewertung des Bodensees erfolgt auf Basis internationaler Vereinbarungen und Abstimmungen (IGKB, IBKF, Koordinationsgruppe Alpenrhein/Bodensee).

Für den Neusiedler See, die Salzlacken des Seewinkels und die Alte Donau (Seentyp A 3.1) werden derzeit noch keine Referenzwerte angegeben. Die in den letzten Jahren entwickelten Bewertungsverfahren (WOLFRAM et al. 2008, 2011) bedürfen einer weiteren Validierung. Für Neusiedlersee und Alte Donau sind in Anlage I 1 lediglich die Werte für das Chlorophyll-a festgelegt.

Unsicher ist die Einstufung auch für einige Alpenseen, aus denen keine oder kaum Daten zum Phytoplankton vorliegen. Im Falle des sehr seichten Almsees (mittlere Tiefe <3 m) wurde auf die Festlegung des Referenzwertes verzichtet.

§ 15 iVm Anlage I

Die in Anlage I verwendeten Bezeichnungen für die Seentypen (A, B, C, D und E mit weiteren Unterteilungen) entsprechen jenen in Anlage A 3.1.

§ 15 iVm Anlage I 1

Für den Neusiedlersee und die Alte Donau befindet sich die Bewertungsmethode für das Phytoplankton derzeit noch in einer Testphase. Durch Einarbeitung des Chlorophyll-a in die Phytoplanktonmethode und Entfall der Tabelle L 5 der physikalisch-chemischen Komponenten entfällt jedoch für die beiden Seentypen ein wesentlicher Bewertungsparameter. Die bisher

festgelegten Werte für das Chlorophyll-a wurden daher in die Tabelle I 1 übernommen (BGBl. II Nr.369/2018).

Grundsätzlich ist das Chlorophyll-a in der euphotischen Zone (Secchi-Tiefe x 2,5) zu beproben. Wenn das Epilimnion größer als die euphotische Zone ist, wird das gesamte Epilimnion beprobt, maximal aber 20 m. In begründeten Fällen kann von dieser Vorgangsweise abgegangen werden.

Die Werte für den Neusiedler See gelten nur bei einem Ruhewasserstand (RWS) von 115,5 m ü.A.. Aufgrund der unklaren Korrelation der Chlorophyll-a-Gehalte mit dem Wasserstand ist vorläufig keine Anpassung des Referenzwerts und der Klassengrenzen an variierende Wasserstände möglich (vgl. Gesamtphosphor).

Die Werte für den Bodensee gelten für den gesamten Wasserkörper (Messstelle Fischbach-Uttwil), nicht für die österreichische Messstelle in der Bregenzer Bucht.

Überdies wurden die Referenzwerte des Brettum-index für den Keutschacher See und den Weißensee korrigiert.

§ 16 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (für Seen) - Makrophyten

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil B3 – Makrophyten ³⁴.

Die Bewertungsmethode für Makrophyten erfolgt über einen multimetrischen Ansatz und besteht aus den fünf Einzelmetrics Vegetationsdichte, Vegetationsgrenze, Zonierung, Trophieindex, Artenzusammensetzung bzw. Referenzarten. Es wird jeweils die Abweichung des festgestellten Zustandes vom Referenzzustand des entsprechenden Seentyps berechnet. Die ökologische Zustandsklasse berechnet sich aus einer Mittelung der Einzelergebnisse der Metrics.

Makrophyten eignen sich besonders gut zur langfristigen Beurteilung des trophischen Zustandes eines Gewässers. Sie reagieren auf Veränderungen der Trophie nicht sofort, sondern es dauert meist einige Jahre, bis sich zwischen den vorherrschenden Bedingungen und der Makrophytenvegetation ein Gleichgewicht eingestellt hat. Verschiedene Aspekte der Makrophytenvegetation reagieren hierbei in unterschiedlichen Zeitspannen. Während sich z. B. die

³⁴ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

Vegetationsdichte und die Lage der Vegetationsgrenze relativ schnell an die neuen Gegebenheiten anpassen, sind Veränderungen der Zonierung und vor allem die Umschichtung des Arteninventars sehr langsame Prozesse. Dieser Tatsache kommt insbesondere bei der Beurteilung von Reoligotrophierungsvorgängen eine große Bedeutung zu.

Makrophyten eignen sich darüber hinaus auch zur Indikation anderer Belastungen, wie Eingriffen in das hydrologische Regime (Veränderungen der natürlichen Seespiegelschwankungen) oder in die Hydrodynamik (z.B. Änderung des Wellenklimas durch Motorboote und Schifffahrt).

Für die Seentypen

- Seen der Pannonischen Tiefebene,
- Seen der Nördlichen Kalkhochalpen 600–1000 m,
- Seen der Nördlichen Kalkhochalpen >1000 m,
- Bodensee

war es bisher nicht möglich, geeignete Bewertungsmethoden zu entwickeln. Es sind daher keine Werte festgelegt worden. Für diese Seentypen ist daher eine Einzelfallbeurteilung durch Experteneinschätzung notwendig, die die Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 zu berücksichtigen hat.

Die Bewertung des Bodensees erfolgt auf Basis internationaler Vereinbarungen und Abstimmungen (IGKB, IBKF, Koordinationsgruppe Alpenrhein/Bodensee).

§ 17 Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten (für Seen) - Fischfauna

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1 - Fische.³⁵

Fische sind vergleichsweise langlebige, mobile Organismen, die mehrere trophische Ebenen repräsentieren und im Verlauf ihrer Entwicklung bzw. ihres Lebenszyklus auf vielfältige, verschiedene Habitate oder Gewässerlebensräume angewiesen sind. Aufgrund dieser ausgeprägten Lebensraumansprüche wurden Fische als biologische Indikatoren für die Strukturvielfalt zur Bewertung des ökologischen Zustandes aufgenommen.

³⁵ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

Im Rahmen des europaweiten Interkalibrierungsverfahrens (2009-2012) wurde die Basisversion der österreichischen Bewertungsmethode grundlegend überarbeitet und erweitert. Entsprechend den Vorgaben der WRRL wurde ein multimetrischer Index (Austrian Lake Fish Index = ALFI) zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Fische in Seen (BOE Fische Seen) entwickelt.

Für die Beurteilung werden im Index 8 Bewertungsfaktoren (statt früher 5) herangezogen:

- Abundanzindex typspezifische Fischarten;
- Anteil Abundanzindex Fremdfischarten;
- Abundanzindex Kleinfischarten;
- Abundanzindex stenöke Arten;
- Abundanzindex Laichwanderer;
- Abundanzindex Laichgilden;
- Längenfrequenz Leitfischart;
- Fischbiomasse

Als Datenbasis dient eine standardisierte Fischbestandserhebung aus Kiemennetzbefischung (CEN 2005), Elektrobefischung (CEN 2003), Gassner et al. 2006), hydroakustischer Biomasseerhebung und Befragung der Fischereibewirtschafter. Die österreichische Bewertungsmethode beinhaltet 8 Metrics (Bewertungsfaktoren) und erfüllt alle Erfordernisse (Artenzusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur) der WRRL. Eine Kombination aus verschiedenen Charakteristika der Fischartengemeinschaft (typspezifische Arten, Fremdfischarten), funktionalen Gruppen (Laichgilden, Laichwanderer, sensible Arten), die Längenfrequenz der Leitfischart und die Gesamtfischbiomasse ergibt die Abweichung des aktuellen vom historischen (= Referenz) Zustand (EQR). Die Daten der standardisierten Fischbestandserhebung werden in Abundanzindizes (Nachweisqualität) transformiert, welche dann für die Berechnungen verwendet werden. Die österreichische Bewertungsmethode ALFI adressiert eine Reihe von Belastungen (Spiegelschwankungen, Degradation der Uferlinie, Durchgängigkeit der Zu- und Abflüsse, Freizeitbetrieb, Befischungsintensität, Fremdfischarten und Eutrophierung). Die einzelnen Metrics und folglich auch der Gesamt-EQR (arithmetisches Mittel der Einzelmetrics) können einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen, wobei 1 den Referenzzustand bedeutet und jeder kleinere Wert die entsprechende Abweichung vom Referenzzustand ausdrückt. Die Bewertung erfolgt nach Seentyp (Seesaibling-, Elritzen-, Lauben- oder Zandersee), da die Metrics „Abundanzindex typspezifische Arten“, „Längenfrequenz Leitfischart“ und „Fischbiomasse“ vom jeweiligen Seentyp abhängig sind. Der ökologische Zustand der Qualitätskomponente Fische ergibt sich aus dem Gesamt-EQR und den zugehörigen Zustandsklassen.

Details zur Methodik der Befischung, Berechnung und Bewertung sind dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil B1- Fische zu entnehmen.

Die Bewertung des Bodensees erfolgt auf Basis internationaler Vereinbarungen und Abstimmungen (IGKB, IBKF, Koordinationsgruppe Alpenrhein/Bodensee).

§ 18 Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand (für Seen)

Im sehr guten Zustand sind nur sehr geringe Abweichungen von den jeweiligen typspezifischen hydromorphologischen Bedingungen zulässig. Das betrifft die Durchströmung von Seen, die Verweildauer, Pegelstände, Tiefenprofil, Wellenklima und Substratverhältnisse. Diese Parameter sollen im Wesentlichen den natürlichen Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse entsprechen.

Uferverbauungen, wie sie an fast allen österreichischen Seen zu finden sind, sind dann mit dem sehr guten Zustand vereinbar, wenn sie keinen Einfluss auf die natürliche Zonierung der Wasserpflanzen haben. Tiefergehende Uferverbauungen, die bereits die oberste Vegetationszone der Wasserpflanzen beeinträchtigen können, sind im sehr guten Zustand nur kleinräumig zulässig und dürfen nur lokal wirksam sein.

§ 19 Richtwerte für den guten hydromorphologischen Zustand (für Seen)

Der gute hydromorphologische Zustand ist gegeben, wenn hydromorphologische Bedingungen vorliegen, unter denen die Werte für den guten biologischen Zustand erreicht werden können. Die Bewertung des guten hydromorphologischen Zustandes erfolgt also nur über die biologischen Qualitätskomponenten. Im Gegensatz zum sehr guten hydromorphologischen Zustand liegt eine Zielverfehlung des guten Zustandes erst dann vor, wenn die Werte für den guten biologischen Zustand nicht erreicht werden. Die Verfehlung der hydromorphologischen Bedingungen stellt für sich genommen keine Zielverfehlung dar.

Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren wird es aber insbesondere im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot notwendig sein, die Auswirkungen anthropogener Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen auf den Zustand eines Sees abzuschätzen.

Die festgelegten hydromorphologischen Bedingungen sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung „mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit“ der gute biologische Zustand erreicht werden kann. Ob dieser auch tatsächlich erreicht wird, ist im Wege der Gewässerüberwachung durch Messungen der biologischen Qualitätskomponenten nachzuweisen.

Starke Wasserspiegelschwankungen, wie sie z.B. durch die energiewirtschaftliche Nutzung natürlicher Seen als Speicherseen vorkommen, bewirken sowohl morphologische als auch hydrologische Veränderungen und beeinträchtigen den natürlichen Lebensraum.

Gehen diese nutzungsbedingten Wasserspiegelschwankungen über eine Differenz zwischen minimalem und maximalem monatlichen Wasserstand von einem Meter hinaus, ist jedenfalls davon auszugehen, dass sie die Erreichung des guten Zustands gefährden.

Im Einzelfall ist es möglich, dass, z.B. aufgrund umfassender Kenntnis der jeweiligen konkreten wasserwirtschaftlichen Verhältnisse und biologischen Zusammenhänge, auch bei Einhaltung weniger strenger Anforderungen an die hydromorphologischen Bedingungen die Erreichung der biologischen Werte für den guten Zustand prognostiziert werden kann. Absatz 2 gibt die Möglichkeit, dass von den in Absatz 1 festgelegten Bedingungen abgewichen wird.

Bei den Bedingungen handelt es sich somit um Richtwerte. Durch ihre Festlegung wird die Vermutung aufgestellt, dass das Vorliegen der Bedingung für die Biologie erforderlich ist. Diese Vermutung kann widerlegt werden.

Zur Vorgangsweise im Verfahren vgl. die Erläuterungen zu § 13.

§ 20 Qualitätsziele für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (für Seen)

Die Beurteilung der Einhaltung des Qualitätsziels erfolgt an Hand des volumengewichteten arithmetischen Mittelwerts. Dieses ist über alle in einem Beobachtungszeitraum gemessenen Konzentrationen zu berechnen, wobei für eine Zustandsausweisung mindestens vier Untersuchungsergebnisse über den Zeitraum eines Jahres heranzuziehen sind.

Die methodischen Vorgaben der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BGBl. II 479/2006 idgF BGBl. II Nr. 363/2016) sind einzuhalten.

Nähere Details zur Bewertung sind dem „Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – allgemein physikalisch-chemische Qualitätskomponenten in Seen“ zu entnehmen.³⁶

Die Bewertung des Bodensees erfolgt auf Basis internationaler Vereinbarungen und Abstimmungen (IGKB, IBKF, Koordinationsgruppe Alpenrhein/Bodensee).

Die Chlorophyll-a-Konzentration wird in der überarbeiteten Methode zur Bewertung des Phytoplanktons berücksichtigt (siehe § 15). Ein gesonderter Richtwert in den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern ist daher seit BGBl. II Nr.369/2018 nicht mehr erforderlich.

³⁶ Der Leitfaden ist auf der Website des BMNT unter [Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Fachthemen > Gewässerbewirtschaftungsplan > NGP 2015 > Hintergrunddokumente > Methodik](#) verfügbar.

§ 20 Abs. 2 iVm Anlage L

Die in Anlage L verwendeten Bezeichnungen für die Seentypen (A, B, C, D und E mit weiteren Untergliederungen) entsprechen jenen in Anlage A 3.1.

§ 20 Abs. 2 Z 1

Für die Bewertung der **Temperatur**verhältnisse wird als Maßzahl der Jahresmittelwert der hypolimnischen Wassertemperatur herangezogen. Die Festlegung exakter Grenzwerte ist aufgrund der natürlichen Variabilität dieses Parameters nicht möglich. Für den sehr guten und guten ökologischen Zustand wird daher eine Bandbreite festgelegt.

Als Hypolimnion wird die in Zeiten der Sommerstagnation unter dem Metalimnion (Sprungschicht) gelegene kalte Tiefenschicht eines Sees bezeichnet. Die Bewertung der Temperaturverhältnisse ist daher auf geschichtete Seen beschränkt. Da sie keine derartige Temperaturschichtung aufweisen, entfällt eine Bewertung der Seentypen A 1 bis A 3 sowie des Almsees im Hinblick auf diese Qualitätskomponente.

Bei der Bewertung von Temperaturänderungen (Überschreitung der Grenzen der Bandbreiten) ist darauf zu achten, dass diese auf anthropogene Beeinflussungen zurückgeführt werden können. Natürliche Temperaturschwankungen oder solche aufgrund von klimatischen Veränderungen (die hypolimnische Wassertemperatur kann auch zur Beobachtung möglicher Veränderungen infolge der globalen Erwärmung herangezogen werden) bleiben bei der Beurteilung im Hinblick auf das Qualitätsziel außer Betracht.

§ 20 Abs. 2 Z 2

Der **Salzgehalt** beschreibt die Summe der im Wasser gelösten Salze bzw. Elektrolyte. Als Indikatoren für den Salzgehalt werden die elektrische Leitfähigkeit (in $\mu\text{S cm}^{-1}$, 25°C), die Alkalinität (in mmol L^{-1}) und die Chlorid-Konzentration (mg L^{-1}) herangezogen.

Die Bewertung ist beschränkt auf den Neusiedlersee (ein Sodagewässer mit Dominanz von Hydrogenkarbonat/Karbonat und Natrium) mit je nach Wasserstand schwankenden Konzentrationen. Für die Salzlacken des Seewinkels ist es aufgrund der extremen Variabilität in Wasserstand und Chemismus nicht möglich, Grenzwerte für den Salzgehalt oder die Leitfähigkeit zu definieren. Die Qualitätskomponente Salzgehalt wird daher zur Beurteilung der Salzlacken des Seewinkels nicht herangezogen. Bei anthropogenen Eingriffen, die sich auf den Salzgehalt auswirken (wie etwa eine Verdünnung durch Wassereinleitungen), wäre eine Einzelfallbeurteilung vorzunehmen.

Für die Gewässertypen A 3 und B bis E sind Leitfähigkeit und Alkalinität für die Beurteilung nicht heranzuziehen. Die zulässige Chlorid-Konzentration entspricht dem in der QZV Chemie OG festgelegten Wert.

§ 20 Abs. 2 Z 2 iVm Anlage L 2

Mit BGBl. II Nr. 461/2010 wurde in der Tabelle die Umweltqualitätsnorm für **Chlorid** für die Seentypen A 3 sowie B 1 – E 2 von 150 mg/l aus der Anlage B 3 der QZV Chemie OG übernommen, wobei der Text in der Fußnote unterhalb der Tabelle an die inhaltlich gleichbedeutende Bestimmung der QZV Ökologie OG § 4 Abs. 7 letzter Satz angepasst wurde.

§ 20 Abs. 2 Z 3

Der **pH-Wert** wird als Indikator für die Versauerung von Seen herangezogen. Diese spielt allerdings in Österreich nur eine sehr geringe Rolle, da alle natürlichen österreichischen Seen mit einer Fläche >50 ha aufgrund der geologischen Bedingungen ausreichend gepuffert sind, sodass atmosphärische Depositionen keine signifikanten Veränderungen des pH-Wertes bewirken.

Zu einer Erhöhung des pH-Werts könnte es aber auch durch Einleitung von Industrieschlämmen oder auch als Folge einer starken Primärproduktion von planktischen Algen oder Makrophyten kommen.

Davon ausgehend, dass nahezu alle größeren Alpenseen hinsichtlich des pH-Wertes weitgehend unbeeinflusst sind und damit im Hinblick auf diesen Parameter dem Grundzustand entsprechen, wird unter Berücksichtigung der geogenen Bedingungen eine Bandbreite für den sehr guten und guten Zustand des pH-Wertes in den entsprechenden Seentypen angegeben.

§ 20 Abs. 2 Z 4

Eine Erfassung des Trophiegrades beruht in den meisten Bewertungsansätzen auf einer Kombination von Messungen der Nährstoff-Konzentrationen im Gewässer und von Auswirkungen auf das Ökosystem.

Phosphor stellt den wachstumslimitierenden Nährstoff in österreichischen Seen dar und ist daher der wesentliche Parameter für die Bewertung der Nährstoffverhältnisse.

Für die Beurteilung kommt der **Gesamtposphor** zur Anwendung, für den langjährige Überwachungsdaten aus österreichischen Seen vorliegen und der auch die entscheidende Messgröße im Trophiemodell nach Vollenweider & Kerekes (1982) darstellt.

Für jeden Seentyp werden die Werte für den Gesamtposphor für die Referenz und die Klassengrenzen „sehr gut/gut“ und „gut/mäßig“ (als TP $\mu\text{g/l}$ und als EQR) angegeben.

Beim Neusiedlersee ist die Gesamtposphor-Konzentration sehr stark vom jeweiligen Wasserstand abhängig. Die Bewertung muss daher mithilfe der in Anlage L 4 angegebenen Gleichung an den vorherrschenden Wasserstand angepasst werden.

§ 20 Abs. 2 Z 4 iVm Anlage L 4

Bei geschichteten Seen erfolgt die Berechnung der Gesamtposphorkonzentration als volumsgewichtetes Jahresmittel, bei meromiktischen Seen als Berechnung des volumsgewichteten Jahresmittels nur für das Mixolimnion.

Die Werte für den Bodensee gelten für den gesamten Wasserkörper (Messstelle Fischbach-Uttwil), nicht für die österreichische Messstelle in der Bregenzer Bucht.

Beim Wörthersee deuten Herbarbelege von Makrophyten aus dem 19. Jahrhundert auf einen etwas höheren trophischen Grundzustand hin. Für die trophische Bewertung des Sees im Littoral (Bewertungsschema Makrophyten, Pall 2008) kann daher ein geringfügig höherer Gesamtposphor-Referenzwert angenommen werden; für die chemische Bewertung gilt jedoch der Referenzwert von $6 \mu\text{gL}^{-1}$.

§ 20 Abs. 2 Z 5

Die **Sichttiefe** nach Secchi ist ein Maß für die Trübung eines Gewässers. Sie wird unter anderem von der Menge und Biomasse des Phytoplanktons und Zooplanktons beeinflusst und ist damit als Trophieindikator geeignet (vgl. Vollenweider & Kerekes 1982).

Daneben können aber auch – unabhängig vom trophischen Niveau – anorganische Schwebstoffe (aus Zubringern, durch biogene Entkalkung, intensive Niederschläge, geringe Tiefe bei Steppenseen) die Sichttiefe stark verringern. In Gewässern, in denen dies der Fall ist, ist eine trophische Bewertung anhand der Sichttiefe entsprechend nur beschränkt möglich. In Österreich betrifft dies vor allem den Neusiedler See und die Salzlacken des Seewinkels. Daneben sind aber auch Traunsee, Hallstätter See oder Achensee mitunter stark durch anorganische Trübungen beeinflusst. Im Almsee ist eine Bewertung der Sichttiefe aufgrund der geringen Tiefe (mittlere Tiefe 2,5 m) oft nicht möglich. Für diese Seen können daher keine Werte festgelegt werden, die Qualitätskomponente Sichttiefe ist für deren Beurteilung nicht heranzuziehen.

Für alle anderen Seentypen werden für die Sichttiefe die Werte für die Referenz und die Klassengrenzen „sehr gut/gut“ und „gut/mäßig“ (als mittlere Sichttiefe im Jahresmittel in Meter und als EQR) angegeben. Messwerte der Sichttiefe, die infolge starker biogener Entkalkung natürlicherweise verringert ist, werden in der Berechnung des Jahresmittelwerts nicht berücksichtigt.

§ 20 Abs. 2 Z 6

Der Sauerstoffgehalt bzw. die **Sauerstoffsättigung** ist eine wichtige Kenngröße zur Beurteilung der trophischen Situation eines Gewässers. Die Zusammenhänge zwischen der Produktivität und den Sauerstoffverhältnissen in einem See sind vielschichtig und es ist daher schwierig, aus einem Vertikalprofil Kenngrößen für die Bewertung einzelner Seentypen abzuleiten. Zu sehr ist das Sauerstoffbudget von den spezifischen hydromorphologischen Gegebenheiten abhängig.

Im Hypolimnion und insbesondere über Grund spiegeln sich eine erhöhte Produktivität in der euphotischen Zone und dadurch bedingte Abbauprozesse in einer Sauerstoffzehrung wider, die bis zur Ausbildung anoxischer Bereiche führen kann. Die Sauerstoffsättigung im Hypolimnion erscheint daher als praktikable Kenngröße, für welche seentypspezifische Bandbreiten für den sehr guten und guten Zustand, also die Klassengrenze gut/mäßig, angegeben werden können. Dieser Parameter ist naturgemäß nur bei tiefen, geschichteten Seen heranzuziehen.

Für die Flachseen in Ostösterreich (Alte Donau, Neusiedler See und Seewinkel-Salzlacken) sowie für den Almsee ($Z_{avg} = 2,5$ m) können keine Sauerstoffgrenzwerte angegeben werden. Ebenso wenig ist eine Bewertung anhand der Sauerstoffsättigung für solche Seen sinnvoll, die natürlicherweise meromiktisch sind. Das sind Wörthersee, Klopeiner See, Längsee, Millstätter See, Weißensee und Toplitzsee. Für diese Seen ist die Qualitätskomponente Sauerstoffsättigung im Hypolimnion für die Beurteilung nicht heranzuziehen.

Für alle anderen Seentypen werden für die Sauerstoffsättigung Werte für die Referenz und die Klassengrenzen „sehr gut/gut“ und „gut/mäßig“ (in % und als EQR) angegeben.

§ 20 Abs. 2 Z 6 iVm Anlage L 6

Die Werte für den Bodensee gelten für den gesamten Wasserkörper (Messstelle Fischbach-Uttwil), nicht für die österreichische Messstelle in der Bregenzer Bucht.

Mit BGBl. II Nr.369/2018 erfolgte eine Korrektur der Tabellenüberschrift (Bandbreite H/G O₂ Hypolimnion [%]). Angegeben ist die Bandbreite des sehr guten (H) und guten (G) Zustands

für die Sauerstoff-Sättigung [%] im Hypolimnion in geschichteten, holomiktischen Seen >50 ha (volumengewichtetes Jahresmittel).

§ 20 Abs. 3

Die Bewertung des guten ökologischen Zustandes hinsichtlich der Belastung durch Parameter der allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten erfolgt über die biologischen Qualitätskomponenten. Es gilt Dasselbe wie bei den Fließgewässern (vgl. dazu die Erläuterungen zu § 14 Abs. 3).

Impressum

Medieninhaber, Verleger und Herausgeber:
Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus
Stubenring 1
1010 Wien

Wien, Mai 2019
Abteilungen I/8 und I/3
E-Mail: abt-18@bmnt.gv.at bzw. abt-13@bmnt.gv.at

Anhang

RECHT
Sektion I



lebensministerium.at

An alle Landeshauptleute

Wien, am 22.12.2011

— Ihr Zeichen/Ihre Geschäftszahl
Ihre Nachricht vom

Unsere Geschäftszahl
BMLFUW-
UW.4.1.4/0002-I/4/2011

Sachbearbeiter(in)/Klappe
Mag. Strondl/6853
alexander.strondl@lebensministerium.at

Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer - Erlass

Die Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 99/2010) ist mit 30. März 2010 in Kraft getreten. Aus Sicht des BMLFUW werden – unvorgreiflich der unabhängigen Rechtssprechung und ohne Anspruch auf Vollständigkeit – in der Beilage in der Praxis aufgetretene Fragen und Problemkreise im Zusammenhang mit der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer erörtert und konkrete Lösungen vorgeschlagen.

Der gegenständliche Erlass ist auch auf der Homepage des BMLFUW (www.lebensministerium.at) (Wasser/Wasser in Österreich/Nationales Wasserrecht/Wasserwirtschaftliche Planung/Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer - QZV Ökologie OG) unter nachstehendem Link abrufbar:
http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht_national/planung/QZVOekologieOG.html

— Beilage

Für den Bundesminister:
Dr. Jäger

Elektronisch gefertigt!



Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, A-1010 Wien, Stubenring 1
Telefon 01/711100, Telefax (+43 1) 711 00-6503, E-Mail: office@lebensministerium.at, www.lebensministerium.at
DVR 0000183, Bank PSK 5060007, BLZ 60000, BIC OPSKATWW, IBAN AT 46 6000 0000 0506 0007, UID ATU 37632905

Signaturwert	dDnC/jjw8M0PwaMem042P4jgpm4EcJdtblJlFTNjMiGsElrB5ex3Kc0B0EGv61h4Zx nly200X0L4hu9yxhGowqDCVFcGHJozbh/l/mcBJSnXliPP7Vzdt+hECu3dZGNfFOSo 0JZU9dPQpJhM+atvsfDjlGGsnBsZEBomdwT6M=	
	Unterzeichner	serialNumber=579515843327,CN=BMLFUW,O=BMLFUW / Lebensministerium,C=AT
	Datum/Zeit-UTC	2011-12-23T11:43:36+01:00
	Aussteller-Zertifikat	CN=a-sign-corporate-light-02,OU=a-sign-corporate- light-02,O=A-Trust Ges. f. Sicherheitssysteme im elektr. Datenverkehr GmbH,C=AT
	Serien-Nr.	541402
	Methode	um.pdfsigfilter:bka.gv.at:binaer:v1.1.0
Hinweis	Dieses Dokument wurde amtssigniert.	
Prüfinformation	Informationen zur Prüfung der elektronischen Signatur und des Ausdrucks finden Sie unter: http://www.bmlfuw.gv.at/amtssignatur	

Beilage zum Erlass Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer

(Zl. BMLFUW-UW.4.1.4/0002-I/4/2011)

Die Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 99/2010) ist mit 30. März 2010 in Kraft getreten. Aus Sicht des BMLFUW werden - unvoreingenommen der unabhängigen Rechtssprechung und ohne Anspruch auf Vollständigkeit - in der Praxis aufgetretene Fragen und Problemkreise im Zusammenhang mit der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer erörtert und konkrete Lösungen vorgeschlagen:

Inhaltsverzeichnis

1.	ALLGEMEINES	2
1.1	GESETZLICHER RAHMEN	2
1.2	GELTUNGSBEREICH.....	2
1.2.1.	natürliche Gewässer	2
1.2.2.	erheblich veränderte und künstliche Gewässer	3
1.3	INHALT DER VERORDNUNG	3
2.	DER ÖKOLOGISCHE ZUSTAND.....	3
2.1	ALLGEMEINES	3
2.1.1.	maßgebliche Uferbereiche	4
2.1.2.	Struktur und Funktionsfähigkeit	4
2.1.2.1.	ökologische Funktionsfähigkeit	5
2.2	PRÜFSHEMA ZUR BEURTEILUNG DES ÖKOLOGISCHEN GEWÄSSERZUSTANDES	5
2.2.1.	Typspezifische Qualitätsziele	5
2.2.1.1.	Fischlebensraum	6
2.2.2.	Zur Beurteilung des ökologischen Zustandes sind folgende Qualitätskomponenten gesondert zu prüfen:	6
2.3	DIE BEURTEILUNG DER AUSWIRKUNGEN VON EINGRIFFEN IN FLIEßGEWÄSSER UND SEEN AUF DEN ÖKOLOGISCHEN ZUSTAND ENTSPRECHEND §§ 5 UND 6 QZV ÖKOLOGIE OG	11
2.3.1.	Art der Belastung	11
2.3.1.1.	Stoffliche Belastungen	12
2.3.1.2.	Hydromorphologische Belastungen	12
2.3.1.3.	Hydromorphologische Bedingungen für den guten Zustand	14
2.3.1.4.	Kombination von stofflichen und hydromorphologischen Belastungen	16
2.3.2.	Kleinräumige Überschreitungen	16
3.	QUALITÄTSKOMPONENTEN IM DETAIL.....	20
3.1	HYDROMORPHOLOGISCHE QUALITÄTSKOMPONENTEN	20
3.1.1.	Allgemeines:	20
3.1.1.1.	Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand (§§ 12, 18 QZV Ökologie OG)	20
3.1.1.2.	Wasserentnahme	21
3.1.1.3.	Anthropogene Wasserführungsschwankungen	21
3.1.1.4.	Veränderungen der Abflussverhältnisse	21
3.1.1.5.	Durchgängigkeit des Flusses	21
3.1.1.6.	Uferdynamik	22
3.1.1.7.	Sohldynamik	22
3.1.1.8.	Richtwerte für den guten hydromorphologischen Zustand (§§ 13, 19 QZV Ökologie OG)	22
3.1.1.9.	Methodik	23

3.1.2.	Besonderheit	23
3.2	PHYSIKALISCH-CHEMISCHE QUALITÄTSKOMPONENTEN	24
3.2.1.	Allgemeines	24
3.2.1.1.	Beurteilung der Einhaltung der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten	25
3.2.1.2.	Methodik	25
3.2.2.	Besonderheit:	26
3.3	BIOLOGISCHE QUALITÄTSKOMPONENTEN	26
3.3.1.	Phytoplankton (§§ 7, 15 QZV Ökologie OG)	26
3.3.2.	Makrophyten (§§ 8, 16 QZV Ökologie OG)	27
3.3.3.	Phytobenthos (§ 9 QZV Ökologie OG)	27
3.3.4.	Benthische wirbellose Fauna (§ 10 QZV Ökologie OG)	27
3.3.5.	Fischfauna (§§ 11, 17 QZV Ökologie OG)	28
3.3.6.	Methodik	28
3.4	ANWENDUNG EINZELNER QUALITÄTSKOMPONENTEN IM WASSERRECHTLICHEN BEWILLIGUNGSVERFAHREN	29
3.4.1.	Mindestwasserführung	29
3.4.2.	Dynamischer Anteil	31
3.4.3.	Zusammenfassung	32
3.4.4.	Hydrologische Werte	32
3.4.5.	Anthropogene Wasserführungsschwankungen	32
3.4.6.	Veränderungen der Abflussverhältnisse	33
3.4.7.	Anthropogene Wanderungshindernisse	34
3.4.8.	Ufer- und Sohldynamik	34
4.	ANHANG A : ÜBERBLICK ÜBER VERORDNUNGSINHALTE	35
5.	ANHANG B: INTERPRETATIONSHILFE FÜR DIE BEWERTUNGSERGEBNISSE:	36

1. Allgemeines

1.1 Gesetzlicher Rahmen

Auf der Rechtsgrundlage von § 30a Abs 1 WRG 1959 werden in der Verordnung der „sehr gute ökologische Zustand“ - als Referenzzustand - sowie der „gute“, „mäßige“, „unbefriedigende“ und „schlechte ökologische Zustand“ festgelegt. Grundsätzlich gilt für alle Zustandsklassen ein Verschlechterungsverbot (siehe auch § 30a WRG - Grundsatz des Verschlechterungsverbotes).

Gleichzeitig stellt der „gute ökologische Zustand“ jene Zustandsklasse dar, an die (ökologisch) bereits wesentlich beeinträchtigte (dh. im ökologischen Zustand schlechter als „gut“ befindliche) Gewässer im Rahmen von Sanierungsprogrammen (§ 33d WRG) oder durch Einzelmaßnahmen (§ 21a WRG) schrittweise (§ 33e WRG) herangeführt werden sollen (= Zielzustand).

1.2 Geltungsbereich

1.2.1. natürliche Gewässer

In der Verordnung erfolgt eine Festlegung des ökologischen Zustandes d.h. die Beschreibung der Qualitätsziele für alle natürlichen Oberflächengewässer (§ 30a Abs 3 Z 1 WRG)

1959). Für künstliche und erheblich veränderte Gewässer, für welche das Qualitätsziel durch das ökologische Potential (fünfstufig) in Anhang C des WRG 1959 beschrieben ist, erfolgen in der Verordnung keine weitergehenden Festlegungen.

Für spezielle Gewässertypen und spezielle Typausprägungen ist der **sachliche Geltungsbereich der Verordnung auf bestimmte Qualitätskomponenten bzw. Einzelmodule eingeschränkt**. Detaillierte Vorgaben dazu finden sich in den Anlagen der Verordnung jeweils unter dem Titel „Einschränkung des Anwendungsbereichs“.

1.2.2. erheblich veränderte und künstliche Gewässer

Die Festlegungen für natürliche Gewässer stellen aber auch für erheblich veränderte und künstliche Gewässer einen Bezugspunkt für die (Einzelfall-) Beurteilung dar, welches ökologische Potential (d.h. welche Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten) bei Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlich oder erheblich veränderten Eigenschaften des Gewässerabschnittes ergeben, in einem Gewässerabschnitt (noch) steckt d.h. technisch/ökologisch lukrierbar ist – höchstes ökologisches Potential. Geringfügige (= unerhebliche, nicht ins Gewicht fallende) Abweichungen von den auf diese Weise ermittelten Werten für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten des höchsten ökologischen Potentials stellen das gute ökologische Potential dar, wohingegen signifikante (erhebliche) Abweichungen bereits als mäßiges Potential zu beurteilen/bewerten sind.

Weiters können einzelne Bestimmungen der Verordnung für erheblich veränderte und künstliche Gewässer von Relevanz sein für die Beurteilung

- welche Qualitätskomponenten für den jeweiligen Oberflächengewässertyp ¹ bei einer Beurteilung herangezogen werden können (§ 4)
- wie bei der Bewilligung von Maßnahmen vorgegangen werden kann (§ 5)
- wie Auswirkungen von Eingriffen beurteilt werden können (§ 6)

Die Festlegungen für die chemischen und allgemein chemisch-physikalischen Bedingungen sowie die Werte für alle Bewertungsmodule, die auf stoffliche Belastungen reagieren, (z.B. Makrozoobenthos – Modul Saprobie, Phytobenthos – Modul Trophie) können auf erheblich veränderte Gewässer sinngemäß angewendet werden.

1.3 Inhalt der Verordnung

Siehe Tabelle im Anhang des Erlasses.

2. Der Ökologische Zustand

2.1 Allgemeines

Der ökologische „Gesamtzustand“ ist nach dem schlechtesten Wert der einzelnen (nachfolgend angeführten) Qualitätskomponenten zu beurteilen:

Ein Gewässer befindet sich in einem **sehr guten** ökologischen Zustand, wenn die für den sehr guten Zustand festgelegten Werte für die

- a) biologischen,
- b) hydromorphologischen und

¹ Ein Kategoriewechsel ist nur in jenen Fällen zu prüfen, in denen ein Fließgewässer zu einem Stausee (mit eindeutigem Seencharakter) verändert wird.

- c) allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten eingehalten werden und

§ 7 Abs 2 der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG), BGBl. II Nr. 96/2006, eingehalten wird.

Ein Oberflächenwasserkörper befindet sich in einem **guten** ökologischen Zustand, wenn die für den guten Zustand festgelegten Werte für die

- a) biologischen und
b) die in den Anlagen B und C der QZV Chemie OG für den guten Zustand festgelegten Werte eingehalten werden.

Für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten sind Richtwerte festgelegt. Diese Richtwerte können überschritten werden, wenn dennoch die Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet ist und deren Einhaltung auch langfristig sichergestellt ist (sh. Pkt. 2.1.2.1.).

Ein Oberflächenwasserkörper befindet sich in einem **mäßigen** ökologischen Zustand, wenn die für den mäßigen Zustand festgelegten Werte für die

- a) biologischen Qualitätskomponenten eingehalten werden oder
b) wenn zumindest einer der in den Anlagen B und C der QZV Chemie OG für den guten Zustand festgelegten Werte überschritten ist.

D.h.: ein Oberflächenwasserkörper befindet sich in einem **unbefriedigenden** ökologischen Zustand, wenn die für den unbefriedigenden Zustand festgelegten Werte für die biologischen Qualitätskomponenten eingehalten werden.

Ein Oberflächenwasserkörper befindet sich in einem **schlechten** ökologischen Zustand, wenn zumindest einer der Werte für den unbefriedigenden Zustand nicht eingehalten wird.

D.h.: für die Beurteilung des Vorliegens eines unbefriedigenden oder schlechten Zustandes sind die biologischen Qualitätskomponenten ausschlaggebend. Ein Gewässer, in welchem zwar die Werte für den guten chemischen Zustand eingehalten werden aber nur die Werte für den unbefriedigenden ökologischen Zustand, befindet sich in einem unbefriedigenden Gesamtzustand.

Entsprechend der Definition im WRG (§ 30a Abs 3 Z 4 WRG 1959) sind für die Klassifizierung des ökologischen Zustandes die Struktur und die Funktionsfähigkeit der Oberflächengewässer einschließlich der für den ökologischen Zustand maßgeblichen Uferbereiche zu betrachten.

2.1.1. maßgebliche Uferbereiche

Der Schutz der Gewässer umfasst das Gewässer in seiner Gesamtheit (Welle, Bett und Ufer). Welche Uferbereiche für die ökologische Funktionsfähigkeit maßgebend sind, hängt von der Sachlage an der jeweiligen Gewässerstrecke ab (so schon die EB zur RV zur WRG-Novelle 1990, 1152 BlgNR 17. GP, 27). In der Regel wird als für die ökologische Funktionsfähigkeit maßgeblicher Uferbereich der Bereich bis zur Wasseranschlaglinie bei HW 30 (= Wasserstandslinie bei einem 30-jährigen Hochwasser) im natürlichen Zustand des Gewässers zu verstehen sein (siehe auch ÖNORM M 6232).

2.1.2. Struktur und Funktionsfähigkeit

Die Klassifizierung des ökologischen Zustands basiert auf einer Bewertung der Abweichung von der natürlichen Ausprägung eines Gewässertyps mit allen dazugehörigen Lebensgemeinschaften („Struktur“) sowie allen wesentlichen Ökosystemleistungen, die ein aquatisches Ökosystem erfüllen muss, wie z.B. Resistenz gegenüber vorübergehenden Störungen, Selbstreinigungsvermögen, etc. („Funktionsfähigkeit“).

2.1.2.1. ökologische Funktionsfähigkeit

Die ökologische Funktionsfähigkeit eines Ökosystems ist beeinflusst durch die Lebensbedingungen in und an Gewässern, insbesondere durch die Wasserqualität, die Abflussmenge und Abflussdynamik (Hydrologie) und die Strukturausstattung (Morphologie).

Die für den guten Zustand festgelegten Werte für die biologischen Qualitätskomponenten sind so gewählt, dass durch deren Einhaltung die ökologische Funktionsfähigkeit von aquatischen Ökosystemen sichergestellt ist. Die ökologische Funktionsfähigkeit ist somit bei der **Bewertung des ökologischen Zustandes (sh. 2.2)** mitberücksichtigt.

Die Aussage über die ökologische Funktionsfähigkeit ist jedoch nicht allein auf die Bewertung einer „Momentaufnahme“ beschränkt, sondern beinhaltet auch eine zeitliche Komponente. Es ist bei allen Vorhaben zu prüfen, ob die Funktionsfähigkeit - und damit auch die Einhaltung des guten ökologischen Zustands - langfristig d.h. nachhaltig sichergestellt ist. Dabei sind insbesondere chronische Auswirkungen sowie die Variabilität natürlicher abiotischer Bedingungen (z.B. Hochwasserereignisse) zu berücksichtigen.

Dies gilt insbesondere bei Projekten, bei denen von den angeführten Richtwerten für den guten Zustand der physikalisch-chemischen Komponenten (§ 14) sowie für den guten Zustand der hydromorphologischen Komponenten (§ 20) abgewichen wird.

Eine Überschreitung des Qualitätszieles innerhalb eines kleinräumigen Bereiches kann nur dann toleriert werden, wenn außerhalb dieses Bereichs die ökologische Funktionsfähigkeit langfristig sichergestellt ist und damit der gute Zustand erhalten bleibt (siehe auch Ausführungen zu Pkt. 2.3.) Beispielsweise wird im Fischlebensraum eine Belastung durch ein nicht-passierbares Querbauwerk oder eine unzureichend dotierte Restwasserstrecke langfristig die Funktionsfähigkeit aufgrund von Auswirkungen auf die Lebensraumvernetzung nicht sicherstellen können.

2.2 Prüfschema zur Beurteilung des ökologischen Gewässerzustandes

Folgendes ist bei der Beurteilung des ökologischen Zustandes gemäß § 4 QZV Ökologie zu beachten:

2.2.1. Typspezifische Qualitätsziele

Die Festlegung des ökologischen Zustandes (mit Ausnahme der spezifischen synthetischen und nicht-synthetischen Schadstoffe) erfolgte typspezifisch, d.h. für jeden Gewässertyp wurde ein eigenes Qualitätsziel festgelegt.

Zunächst ist zu prüfen, welchem Oberflächengewässertyp ein Gewässerabschnitt zuzuordnen ist (Zuordnung von Gewässerabschnitten zu Gewässertypen).

Die Gewässertypologie ist überblicksweise in den Tabellen und Karten der Anlage A der Verordnung dargestellt. Die konkrete Zuordnung von Gewässerstrecken zu Gewässertypen ist den Kartendarstellungen im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter

<http://wisa.lebensministerium.at>, Bereich Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan>NGP 2009>Anhang Karten>Oberflächengewässer > Gewässertypologie (<http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/81467/1/29374/>)

zu entnehmen und auch unter Geo Info (GIS) als webgis- Anwendung abrufbar.

Es wird empfohlen, die Zuordnung von Gewässerstrecken zu einem Gewässertyp anhand der Kartendarstellungen vorzunehmen, da diese alle verfügbaren Informationen (z.B. lokale Abweichungen, exakte Grenzziehung zwischen Bioregionen, Typen etc.) beinhalten. In Bezug auf die Fischtypologie von Fließgewässern können die konkreten Angaben zur Artenzu-

sammensetzung (fischökologisches Leitbild mit Angabe der Leitfischarten, typischen und seltenen Begleitarten) dem „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fließgewässer/Fische“ entnommen werden.

Daten im Zusammenhang mit der Gewässertypologie, die bei der jeweils zuständigen Dienststelle des einzelnen Bundeslandes aufliegen, können zwar grundsätzlich verwendet werden, eine konkrete Abstimmung mit dem BMLFUW, Fachabteilung VII/1 „Nationale Wasserwirtschaft“, sollte aber in jedem Fall erfolgen.

2.2.1.1. Fischlebensraum

Da für die Abgrenzung bisher keine flächendeckenden detaillierten Fischuntersuchungen vorliegen, ist diese im Einzelfall vorzunehmen. Folgende Definitionen sollen dabei hilfreich sein:

- **natürlicher Fischlebensraum:** Gewässer oder Gewässerabschnitte, die um Mitte des 19. Jahrhunderts die Ausprägung eines gewässertypspezifischen, selbsterhaltenden Fischbestandes ohne menschliches Zutun (e.g. bei Betrachtung ohne künstliche Hindernisse) zulassen konnten. Darunter versteht man auch Gewässerabschnitte oberhalb von aktuell nicht passierbaren natürlichen Querhindernissen (auch mit Absturzhöhen > 1m oder über 1500m Seehöhe), die aufgrund der Größe, Morphologie, Wasserangebot und chemisch-physikalischen Eigenschaften (insbesondere Temperatur) mit hoher Wahrscheinlichkeit einen natürlichen Fischbestand ohne menschliches Zutun aufwiesen oder noch aufweisen.
- **potentieller Fischlebensraum:** Abschnitte von Fließgewässern, die von flussab nicht für Fische erreichbar gewesen sind, jedoch durch Besatz (d.h. Initialbesatz) einen selbsterhaltenden Bestand bilden können.
- **kein Fischlebensraum:** Gewässerabschnitte, die von Fischen nicht dauerhaft besiedelt werden können. Darunter fallen auch Abschnitte die mit Fischen besetzt werden, diese Fische jedoch keinen selbsterhaltenden Bestand entwickeln können.

Als Hilfestellung zur Abgrenzung des natürlichen Fischlebensraumes vom potentiellen und keinem Fischlebensraum dienen die Kriterien natürliche Querhindernisse mit > 1m Absturzhöhe, die auch bei höherem Wasserstand keine Passierbarkeit aufweisen oder die Seehöhengrenze von 1500m. Flussauf dieser Richtwerte kann meist nur mit geringerer Sicherheit ein natürlicher Fischlebensraum angenommen werden.

Zur Abgrenzung des natürlichen Fischlebensraums können die Informationen der Karte O-TYP2 „Gewässertypologie von Oberflächengewässern - Fische“ herangezogen werden.

2.2.2. Zur Beurteilung des ökologischen Zustandes sind folgende Qualitätskomponenten gesondert zu prüfen:

Für Fließgewässer

biologische Qualitätskomponenten (für alle Zustandsklassen zu prüfen)		
Der biologische Zustand ist nach dem schlechtesten Wert der einzelnen Qualitätskomponenten zu beurteilen.		
	Was ist zu prüfen?	Vorgaben/Leitfäden für die Bewertung (Methodik):
Phytoplankton,	§ 7 ist nur in Ausnahmefällen zu prüfen (und zwar in Donau, March, Thaya):	allgemeine Vorgaben im § 7; Experteneinschätzung anhand der Vorgaben des Anhang C WRG

	<i>in der QZV Ökologie sind keine Werte festgelegt – Einzelfallbetrachtung erforderlich!</i>	
	Was ist zu prüfen?	Vorgaben/Leitfäden für die Bewertung (Methodik):
Makrophyten und Phytobenthos,	<i>Makrophyten – (§ 8 und Anlage C) Zuordnung zu Zustandklasse für</i> – <i>Makrophytenindex</i> <i>Phytobenthos – (§ 9 und Anlage D) Zuordnung zu Zustandklasse für</i> – <i>Modul Trophie (D1)</i> – <i>Modul Saprobie (D2)</i> – <i>Modul Referenzarten (D3)</i>	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A4 - Fließgewässer/Makrophyten Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A3 - Fließgewässer/Phytobenthos
benthische wirbellose Fauna und	<i>§ 10 und Anlage E Zuordnung zu Zustandklasse für</i> – <i>Modul Saprobie - Saprobienindex (E1)</i> – <i>Modul Allgemeine Degradation (E2)</i>	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 - Fließgewässer/Makrozoobenthos
Fischfauna,	<i>§ 11 und Anlage F Zuordnung zu Zustandklasse für</i> – <i>Fischindex (F1)</i> – <i>Fischregionsindex (F2)</i> – <i>Biomasse (F3)</i>	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 - Fließgewässer/Fische
hydromorphologische Qualitätskomponenten (nur für sehr guten Zustand erforderlich)		
	Was ist zu prüfen?	Vorgaben/Leitfäden für die Bewertung (Methodik):
Wasserhaushalt	<i>§ 12 Sind die Werte des sehr guten Zustands für</i> – <i>Wasserentnahme</i> – <i>Wasserführungsschwankungen</i> – <i>Reduktion der Fließgeschwindigkeit</i> <i>eingehalten?</i>	Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern
Morphologie und	<i>§ 12 Sind die Werte des sehr guten Zustands für</i> – <i>typspezifische Sohldynamik</i> – <i>typspezifische Uferdynamik</i> <i>eingehalten?</i>	Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern
Durchgängigkeit (des Flusses)	<i>§ 12 Sind die Werte des sehr guten Zustands für</i> – <i>Durchgängigkeit für Organismen und Sedimenttransport</i> <i>eingehalten?</i>	Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern
Allgemeine Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (nur für den sehr guten und guten Zustand zu prüfen) Sehr guter Zustand: Die festgelegten Werte sind als Grenzwerte einzuhalten Guter Zustand: Werte für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten gelten auch bei Überschreitung als eingehalten, wenn die Überschreitung nicht über jenen Bereich hinausgeht, innerhalb dessen die von der jeweiligen Qualitätskomponente abhängige Einhaltung der für den guten Zustand festgelegten Werte für die biologischen Qualitätskomponenten, unter Berücksichtigung der Dynamik des typspezifischen aquatischen Ökosystems, langfristig gewährleistet ist.		

	Was ist zu prüfen?	Vorgaben/Leitfäden für die Bewertung (Methodik):
Temperaturverhältnisse,	§ 14 und Anlage H Sind die typspezifisch festgelegten Werte für den sehr guten bzw. guten Zustand für – Temperatur eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern ²
Sauerstoffhaushalt,	§ 14 und Anlage H Sind die typspezifisch festgelegten Werte für den sehr guten bzw. guten Zustand für – Biologischen Sauerstoffbedarf (H2) – gelösten organischen Kohlenstoff (H3) eingehalten? Ist die vorgegebene Bandbreite des sehr guten und guten Zustand für – Sauerstoffsättigung (H4) eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern
Versauerungszustand	§ 14 und Anlage H Ist die vorgegebene Bandbreite des sehr guten und guten Zustand für den – pH-Wert (H5) eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern
Nährstoffverhältnisse	§ 14 und Anlage H Sind die typspezifisch festgelegten Werte für den sehr guten bzw. guten Zustand für – Orthophosphat (H6) – Nitrat (H7) eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern
Salzgehalt	§ 14 und Anlage H Ist der Richtwert für den guten Zustand für – Chlorid eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern

² In Bezug auf die erforderlichen Temperaturverhältnisse ist allenfalls zu berücksichtigen, ob ein adaptiertes fischökologisches Leitbild für diesen Fließgewässerabschnitt vorliegt, das eine von der Fischregion abweichende Temperaturanforderung zur Folge hat.

Für Seen:

biologische Qualitätskomponenten (für alle Zustandsklassen zu prüfen)		
Der biologische Zustand ist nach dem schlechtesten Wert der einzelnen Qualitätskomponenten zu beurteilen.		
	Was ist zu prüfen?	Vorgaben/Leitfäden für die Bewertung (Methodik):
Phytoplankton,	§ 15 und Anlage I Zuordnung zu Zustandsklasse für – Modul Brettumindex – Modul Gesamtbiovolumen (I1) Zuordnung normierter EQR-Werte zu ökologischem Gesamtzustand (I2)	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B2 - Seen/Phytoplankton
Makrophyten und Phyto- benthos,	bei Seen sind nur Makrophyten zu prüfen § 16 und Anlage J Zuordnung zu Zustandsklasse für – Vegetationsdichte – Vegetationsgrenze – Zonierung – Trophie (J2) – Artenzusammensetzung Zuordnung normierter EQR-Werte zu ökologischem Gesamtzustand (J1)	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B3 – Seen/Makrophyten
Fischfauna,	§ 17 und Anlage K Zuordnung der Gesamtpunktzahl zu Zustandsklasse (K3)	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1 - Seen/Fische
hydromorphologische Qualitätskomponenten (nur für sehr guten Zustand erforderlich)		
	Was ist zu prüfen?	Vorgaben/Leitfäden für die Bewertung (Methodik):
Wasserhaushalt	§ 18 Sind die Vorgaben des sehr guten Zustands für – Menge und Dynamik der Strömung – Pegel, Verweildauer, Verbindung zum Grundwasser eingehalten?	
Morphologie und	§ 18 Sind die Vorgaben des sehr guten Zustands für – Tiefenprofil des Sees – Quantität und Struktur des Substrats – Einfluss von Uferverbauungen eingehalten?	

Allgemeine Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (nur für den sehr guten und guten Zustand zu prüfen) Sehr guter Zustand: Die festgelegten Werte sind als Grenzwerte einzuhalten Guter Zustand: Werte für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten gelten auch bei Überschreitung als eingehalten, wenn die Überschreitung nicht über jenen Bereich hinausgeht, innerhalb dessen die von der jeweiligen Qualitätskomponente abhängige Einhaltung der für den guten Zustand festgelegten Werte für die biologischen Qualitätskomponenten, unter Berücksichtigung der Dynamik des typspezifischen aquatischen Ökosystems, langfristig gewährleistet ist		
	Was ist zu prüfen?	Vorgaben/Leitfäden für die Bewertung (Methodik):
Temperaturverhältnisse,	§ 20 und Anlage L1 Ist die vorgegebene Bandbreite des sehr guten und guten Zustand für die – hypolimnische Temperatur eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen
Salzgehalt	§ 20 und Anlage L2 Ist der Richtwert für den guten Zustand für – Chlorid eingehalten? <u>Spezialfall Neusiedlersee:</u> Sind die Werte (abhängig vom Wasserstand!) für den sehr guten bzw. guten Zustand für die – elektrische Leitfähigkeit – Alkalinität – Chloridkonzentration eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen
Sauerstoffhaushalt,	§ 20 und Anlage L7 Ist die typspezifisch vorgegebene Bandbreite des sehr guten und guten Zustand für die – Sauerstoffsättigung im Hypolimnion (L7) eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen
Versauerungszustand und	§ 20 und Anlage L3 Ist die typspezifisch vorgegebene Bandbreite des sehr guten und guten Zustand für den – pH-Wert (L3) eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen
Nährstoffverhältnisse	§ 20 und Anlage L4 und L5 Sind die typspezifisch festgelegten Werte für den sehr guten bzw. guten Zustand für – Gesamtposphorkonzentration (L4) – Chlorophyll-a Konzentration (L5) eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen
Sichttiefe	§ 20 und Anlage L6 Sind die typspezifisch festgelegten Werte für den sehr guten bzw. guten Zustand für – Die Sichttiefe (L6) eingehalten?	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen

Die Zustandsbewertung der Gewässer kann den entsprechenden Tabellen und Karten des NGP entnommen werden (siehe <http://wisa.lebensministerium.at> >Bereich Nationaler Ge-

wässerbewirtschaftungsplan > NGP 2009 > Anhang Karten > Oberflächengewässer oder [hier](#)).

Für die Oberflächengewässer sind folgende Karten verfügbar:

- O-ZUST1: Ökologischer Zustand der natürlichen Oberflächengewässer und ökologisches Potenzial der erheblich veränderten und künstlichen Oberflächengewässer
- O-ZUST2: Ökologischer Zustand bzw. Potential der Oberflächengewässer in Bezug auf chemische Komponenten - sonstige (national geregelte) Schadstoffe
- O-ZUST3: Chemischer Zustand der Oberflächengewässer
- O-ZUST4: Biologischer Zustand bzw. Potential der Oberflächengewässer bezüglich stofflicher Belastungen
- O-ZUST5: Biologischer Zustand bzw. Potential der Oberflächengewässer bezüglich hydromorphologischer Belastungen

Dabei ist zu beachten, dass diese Bewertungen eine „Momentaufnahme“ auf Basis der zum Zeitpunkt der Erstellung des NGP vorliegenden Daten (Monitoringergebnisse, Belastungssituation, unterschiedliche Sicherheiten der Bewertung) darstellen. Sie dienen als Unterstützung, sollten aber anhand aktueller bzw. detaillierter Informationen überprüft und gegebenenfalls aktualisiert werden.

Sofern (Neu-)erhebungen des Gewässerzustands (zB im Zuge von Projektierungen, aber auch in Umsetzung der Monitoringprogramme) durchgeführt werden, wird empfohlen, die Tabellen B1 und B2 der Anlage B der Verordnung zur Auswahl der relevanten Qualitätselemente heranzuziehen. Auf Basis einer Analyse der vorhandenen Belastungen ist entsprechend der Tabelle das indikativste Element (bzw. die indikativsten Elemente bei Mehrfachbelastungen) auszuwählen. Das Untersuchungsergebnis dieses indikativsten Elements bestimmt die Gesamtbewertung des Zustands.

Für Gewässer mit einem Einzugsgebiet < 10 km² wird es mittelfristig keine flächendeckende Bepflanzung geben. Die Erhebung der Belastungen, Bewertung der Auswirkungen und Abgrenzung von Wasserkörpern wird in der Regel anlassbezogen durchgeführt, soll aber jedenfalls nach einer Österreich weit einheitlichen Methodik erfolgen. Die Vornahme einer Wasserkörpereinteilung unterliegt jedenfalls nicht einem Projektwerber. Die grundsätzlichen Ziele (Erhaltung des Zustands, Erreichung eines guten Zustands, etc.) sowie die methodischen Vorgaben zur Wasserkörpereinteilung (sh. auch Methodik der Ist-Bestandsanalyse bzw. NGP, Kap. 1.2.1) gelten auch für kleine Gewässer.

2.3 Die Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässer und Seen auf den ökologischen Zustand entsprechend §§ 5 und 6 QZV Ökologie OG

2.3.1. Art der Belastung

Für die Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässer ist zwischen

1. stofflichen Belastungen, zB bedingt durch Einleitungen von Schadstoffen oder Nährstoffen und
2. hydromorphologischen Belastungen, zB hervorgerufen durch Verbauungen oder Aufstau zu unterscheiden.

Die einzelnen zur **Bewertung des ökologischen Zustandes** heranzuziehenden biologischen Qualitätskomponenten sind unterschiedlich gute Indikatoren für die verschiedenen stofflichen und hydromorphologischen Belastungen, gemeinsam decken sie jedoch alle in Frage kommenden Belastungssituationen ab. Die Indikatorfunktion wurde bereits bei der

Methodenentwicklung berücksichtigt und die Einzelmodule der Methoden wurden auf bestimmte Belastungen ausgerichtet.

Eine Interpretationshilfe für die Bewertungsergebnisse im Zusammenhang mit der Belastung von Fließgewässern findet sich unter Kap. 5 Anhang B.

Es ist jedoch nicht erforderlich, in jedem Fall alle Qualitätselemente zu untersuchen. Die Untersuchung kann auf die für die jeweilige Belastung aussagekräftigsten Qualitätselemente beschränkt werden.

Die Reaktion (und damit die Überschreitung des Qualitätsziels) ist beim indikativsten Element am wahrscheinlichsten. Bei den anderen Qualitätskomponenten kann angenommen werden, dass sie schlechtere Indikatoren sind und daher einen besseren Zustand anzeigen würden (vgl. auch Kap. 5 Anhang B).

2.3.1.1. Stoffliche Belastungen

Zu beachten ist, dass bei der Beurteilung des sehr guten ökologischen Zustandes die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten eingehalten werden müssen.

Weiters ist darauf hinzuweisen, dass die für die jeweilige Zustandsklasse verordneten Werte für Schadstoffe eingehalten werden müssen.

Bei der Beurteilung des guten ökologischen Zustandes gibt es bezüglich der stofflichen Belastungen Nährstoff, Sauerstoffhaushalt, Temperatur, Versalzung und Versauerung eine Beurteilungsspanne:

Beispiele (vgl. auch Kap. 5 Anhang B):

Für Nährstoffbelastungen außerhalb des sehr guten ökologischen Zustandes ist das Phyto-benthos als indikativstes Element und, allenfalls zur Schärfung eines nicht eindeutig bestimmbar Ergebnisses, zusätzlich Phytoplankton, Makrophyten oder die benthische wirbellose Fauna heranzuziehen.

Bei Temperaturüberschreitungen sind hingegen, außerhalb des sehr guten ökologischen Zustandes, als indikativstes Element die Fische und, allenfalls zur Schärfung eines nicht eindeutig bestimmbar Ergebnisses, zusätzlich die benthische wirbellose Fauna heranzuziehen.

Die Tabelle in Anlage B gibt eine Hilfestellung, welche biologischen Qualitätselemente besonders sensibel auf bestimmte Belastungen reagieren. In der Prognose der Auswirkungen einer Belastung ist daher die Überschreitung beim indikativsten Element am wahrscheinlichsten (bei den anderen Qualitätskomponenten kann angenommen werden, dass sie schlechtere Indikatoren sind und daher einen besseren Zustand anzeigen würden).

Zu Vorbelastungen siehe die Kombination von hydromorphologischen und stofflichen Belastungen (2.3.1.4.).

2.3.1.2. Hydromorphologische Belastungen

Auswirkungen von hydromorphologischen Belastungen:

Bei der Prognose der Auswirkungen von hydromorphologischen Belastungen ist zu beachten, dass der unmittelbare Einwirkungsbereich (das ist der Bereich in der eine hydromorphologische Veränderung stattfindet) keinesfalls mit dem Auswirkungsbereich gleichgesetzt werden kann.

Der jeweilige Auswirkungsbereich eines Eingriffs steht in engem Zusammenhang mit den Lebensraumansprüchen der gewässertypischen Organismen. Um selbsterhaltende Bestände ausbilden zu können, ist es entscheidend, dass entsprechende Lebensbedingungen (z.B. Sauerstoffverhältnisse, Temperatur, Strömungsverhältnisse, etc.) vorherrschen und alle not-

wendigen Habitate (z.B. für Ernährung, Fortpflanzung, Rückzugsbereiche, etc.) in entsprechender Größe vorhanden und auch erreichbar sind.

Je größer daher die Lebensraumansprüche der Organismen sind, desto größer kann auch der Auswirkungsbereich von Eingriffen in das Gewässer sein (Beispiel: Mitteldistanzwanderer mit Laichwanderungen).

Es darf daher bei der Prognose der Auswirkungen nicht nur eine sehr lokale Betrachtung des unmittelbaren Projektbereichs erfolgen, sondern es müssen auch eventuell betroffene Gewässerstrecken flussauf und flussab des Projekts in die Betrachtung einbezogen werden.

Die Einteilung der Gewässer in Oberflächenwasserkörper spielt bei der Prognose der Auswirkungen keine unmittelbare Rolle, da die Auswirkungen über Wasserkörpergrenzen hinaus gehen können.

In der Betrachtung sind auch langfristige Auswirkungen mit zu berücksichtigen.

Auch in wenig oder unbelasteten Gewässern können bereits kleine hydromorphologische Veränderungen (lokale Belastungen) Auswirkungen nach sich ziehen, die längere Gewässerstrecken bzw. sogar Gewässersysteme betreffen.

Dies ist insbesondere bei allen Eingriffen, die die ökologische Durchgängigkeit im natürlichen Fischlebensraum beeinträchtigen, der Fall (z.B. Querbauwerke, unzureichendes Restwasser, Schussstrecken). Die Durchgängigkeit der Gewässer und somit auch eine ökologisch notwendige Wasserführung (siehe Richtwerte in § 13 Abs 2), die das Vorkommen und die Wandlungsmöglichkeit einer gewässertypspezifischen Fauna ermöglicht, sollten daher grundsätzlich vorhanden sein.

Der Standort eines Projekts spielt bei der Beurteilung der Auswirkungen ebenfalls eine wesentliche Rolle. Die Zerstörung von Gewässerstrecken bzw. Habitaten mit besonderer Funktion im Gewässer(system) (z.B. Laichplätze, Jungfischhabitate, Rückzugsbereiche, etc.) kann weit größere Auswirkungen zeigen, als das der lokale Einwirkungsbereich vermuten lässt. So kann es vorkommen, dass ähnliche Projekte (z.B. ein Flusskraftwerk mit einem Rückstaubereich) an unterschiedlichen Standorten auch völlig unterschiedliche Auswirkungen nach sich ziehen.

Bei der Prognose der Auswirkungen sind bestehende Vorbelastungen mit zu berücksichtigen. Es ist möglich, dass es zwar nicht durch die Auswirkungen eines „neuen“ hydromorphologischen Eingriffes, jedoch durch dessen Summation mit bereits bestehenden Vorbelastungen zu Überschreitungen der Qualitätsziele kommt.

Zum Beispiel führt ein kurzer Aufstau allein üblicherweise noch zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung des Zustands, während eine Abfolge mehrerer kurzer Stau die Abflussverhältnisse und damit die Lebensbedingungen für die Organismen wesentlich verändern.

Für die Prognose des Ausmaßes der Auswirkungen auf die biologischen Qualitätselemente ist somit relevant,

- ob eine bestimmte Funktion des Gewässerabschnittes beeinträchtigt wird bzw. verloren geht,
- die Habitatvernetzung unterbrochen wird und
- ob es zu einer Verstärkung der Auswirkungen auf Grund bereits bestehender Vorbelastungen kommt

Beispiele:

Beispiel 1: Eingriff in einen in ökologisch und chemischer Hinsicht naturnah erhaltenen Abschnitt

In einer naturnahen Umgebung wirkt sich ein Eingriff in die Gewässerbiologie in der Regel geringer aus, als bei bereits bestehenden Belastungen. Vor allem die Wahrscheinlichkeit von überörtlich wirksamen negativen Auswirkungen erweist sich üblicherweise in jenen Fällen geringer, in welchen in Gewässer(abschnitten) noch gut vernetzte Habitate vorhanden sind, die die Stabilität des Ökosystems gewährleisten als auch in Gewässer(abschnitten) mit sich selbst erhaltenden Populationen.

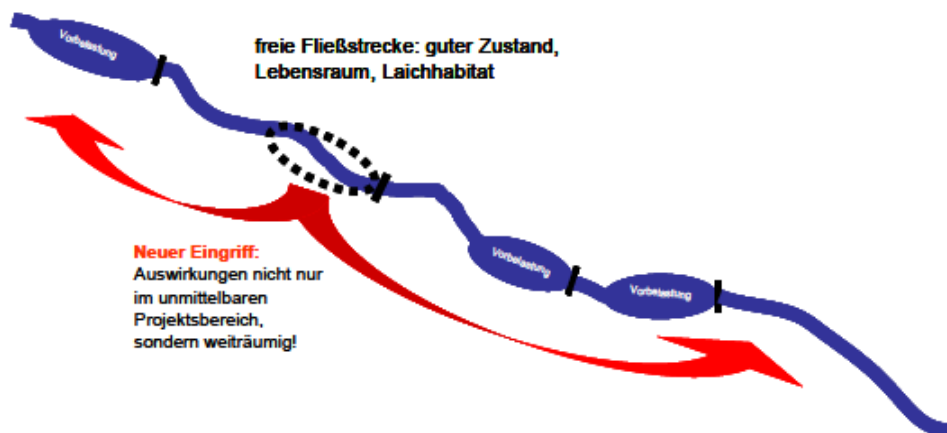


Beispiel 2: Eingriff mit Auswirkung auf spezielle Gewässerfunktionen

Es erfolgt ein Eingriff im Mündungsbereich eines Zubringers zur Donau, welcher auch eine spezielle Funktion als Laichgewässer für eine bedeutende Fischart der Donau darstellt. Die Zerstörung dieses Laichhabitats kann weiterreichende Auswirkungen, auch auf den fischökologischen Zustand der Donau haben. Die Prüfung der Auswirkung darf daher nicht nur im Zubringer erfolgen, es müssen auch betroffene Donauabschnitte mitbetrachtet werden.

Beispiel 3: Eingriff in eine bereits vorbelastete Gewässerstrecke/Mitteldistanzwanderer

Es liegen Stau mit dazwischen liegender freier Fließstrecke vor. Diese Fließstrecke ist beispielsweise ein bedeutender Lebensraum für die Fischpopulation eines Gewässer(abschnitte)s bzw. eine spezifische Fischart. Aufgrund der Vorbelastungen (umliegende Stau) sind die Habitatausstattung und auch die Vernetzung - auf Grund der kumulativen Wirkung auf Mitteldistanzwanderer (trotz allfälliger Fischeaufstiegshilfen) - bereits sehr eingeschränkt. Eingriffe in diese Fließstrecke können - wenn zB ein Zusammenbruch der natürlichen Population zu befürchten ist - Auswirkungen auf das gesamte Gewässer haben.



2.3.1.3. Hydromorphologische Bedingungen für den guten Zustand

Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren ist es insbesondere im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot notwendig, die Auswirkungen anthropogener Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen auf den Zustand eines Gewässers abzuschätzen.

Die festgelegten hydromorphologischen Bedingungen sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung „mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit“ der gute biologische Zustand erreicht und auch langfristig gesichert werden kann.

Damit soll der Behörde im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren ein Instrumentarium in die Hand gegeben werden, das eine Prognoseentscheidung erleichtert. Die Behörde soll sich im Verfahren – sofern keine gegenteiligen Informationen über die biologischen Verhältnisse vorliegen – danach richten können, dass bei Vorliegen der in der Verordnung festgelegten hydromorphologischen Bedingungen die biologischen Werte für den guten Zustand mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit eingehalten werden können.

Die Formulierung schließt nicht aus, dass im Einzelfall, zB aufgrund umfassender Kenntnis der jeweiligen konkreten wasserwirtschaftlichen Verhältnisse und biologischen Zusammenhänge, auch bei Einhaltung weniger strenger Anforderungen an die hydromorphologischen Bedingungen die Erreichung und langfristige Erhaltung der biologischen Werte für den guten Zustand prognostiziert werden kann.

Bei den festgelegten Bedingungen handelt es sich somit um Richtwerte. Durch ihre Festlegung wird die Vermutung aufgestellt, dass das Vorliegen der Bedingung für die Biologie erforderlich ist. Diese Vermutung kann widerlegt werden.

Im Einzelverfahren hat der Projektwerber gemäß § 103 Abs 1 WRG 1959, je nach projektierter Anlage, in seinen Projektsunterlagen Angaben etwa über die beanspruchte Wassermenge je Sekunde, Tag und Jahr, über die erwarteten Auswirkungen auf Gewässer, über die zum Schutz der Gewässer vorgesehenen Maßnahmen, über die Maschinenleistung, das Jahresarbeitsvermögen und die vorgesehenen Restwassermengen zu machen.

Auf diesem Weg wird es dem Projektwerber möglich darzulegen, dass im konkreten Fall die zum Schutz der Gewässer vorgesehenen Maßnahmen weniger streng sein können als jene zur Erreichung der in dieser Verordnung festgelegten Bedingungen, weil auch bei weniger strengen hydromorphologischen Bedingungen mit der Einhaltung der Werte für den guten biologischen Zustand zu rechnen ist.

Auf der Grundlage dieser Angaben hat die Behörde das Ermittlungsverfahren durchzuführen und das Maß der Wasserbenutzung gemäß § 13 Abs 4 WRG 1959 dem entsprechend bescheidmäßig festzulegen.

Ein darüber hinausgehender Anspruch, dass jedes Projekt grundsätzlich und ohne Mitwirkung des Projektwerbers im Sinne des § 103 WRG 1959 von Amts wegen darauf zu prüfen ist, ob von den in dieser Verordnung festgelegten Bedingungen abgewichen werden kann, entsteht durch diese Bestimmung nicht.

Auch hier gilt - wie bei den Schadstoffen -, dass bei der Beurteilung des sehr guten ökologischen Zustandes die hydromorphologischen Qualitätskomponenten eingehalten werden müssen.

Bei den hydromorphologischen Belastungen, morphologischen Veränderungen, Restwasser, Schwellbetrieb und Kontinuumsunterbrechung ist die Beurteilung außerhalb des sehr guten ökologischen Zustandes beispielsweise anhand der Qualitätskomponente Fisch durchzuführen und - allenfalls zur Schärfung eines nicht eindeutig bestimmbar Ergebnisses - sind zusätzlich die anderen in den Tabellen gekennzeichneten Komponenten heranzuziehen. Bei Stau reagiert beispielsweise das Makrozoobenthos empfindlicher und ist daher für die Beurteilung des ökologischen Zustands heranzuziehen (vgl. auch Kap. 5 Anhang B).

Zur Unterstützung bzw. zur Erleichterung der Beurteilung der Auswirkungen der hydromorphologischen Eingriffe auf die Biologie werden in § 13 Abs 2 bis 6 die hydromorphologischen Bedingungen in Form von oberen Richtwerten beschrieben, bei denen die für die biologischen Qualitätskomponenten des guten Zustandes festgelegten Werte mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit erreicht werden.

Im Einzelfall ist bei der Festlegung des Wertes für die hydromorphologischen Bedingungen auf Grundlage entsprechender Projektsunterlagen zu prüfen, ob durch die Anwendung weniger strenger Werte für die hydromorphologischen Bedingungen die langfristige Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet ist.

2.3.1.4. Kombination von stofflichen und hydromorphologischen Belastungen

Vorbelastungen:

Die Tabelle in Anlage B zur QZV Ökologie OG berücksichtigt nur Einzelbelastungen; Summationswirkungen sind nicht erfasst. Das betrifft sowohl die Kombination mehrerer stofflicher Belastungen bzw. mehrerer hydromorphologischer Belastungen als auch die Kombination stofflich und hydromorphologisch (z.B. die stoffliche Einleitung in einen gestauten Bereich).

Bei der Beurteilung von neuen Eingriffen in Gewässer sind in der Prognose der Auswirkungen immer alle biologischen Qualitätselemente zu prüfen (aber nicht unbedingt zu untersuchen) und eine Aussage zu allen Qualitätselementen zu treffen. Das ist insbesondere bei bestehenden Vorbelastungen bzw. Kombinationen von Belastungen und Summationswirkungen entscheidend (vgl. auch Kap. 5 Anhang B).

2.3.2. Kleinräumige Überschreitungen

Die Beurteilung der Auswirkung einer projektsbedingten stofflichen oder hydromorphologischen Belastung kann nicht im unmittelbaren Einwirkungsbereich erfolgen, da diese Belastungen auch sehr lokal zu Überschreitungen bei den biologischen Qualitätselementen führen können, weshalb

- das Qualitätsziel für stoffliche Belastungen nach einer bestimmten Entfernung unterhalb der Abwassereinleitung und
- das Qualitätsziel für die biologischen Qualitätskomponenten außerhalb einer kleinräumigen Überschreitung des Qualitätsziels im Bereich der hydromorphologisch veränderten Gewässerabschnitte eingehalten werden muss.

An dieser Stelle darf darauf hingewiesen werden, dass bereits bei der Projektierung, wie auch im durchzuführenden Verfahren, entsprechend der jeweiligen Sachlage, darauf zu achten ist, ob eine Bauausführung im Hinblick auf gewässerschonende Bauweisen dem Stand der Technik entspricht.

-> Beispiel: offene Sohle mit keinen oder nur geringen Auswirkungen im Unterschied zu einem Hartverbau (zB einer Verrohrung mit massiven Auswirkungen).

§ 5 Abs 1 QZV Ökologie OG regelt Aspekte des Zusammenhangs zwischen den biologischen Qualitätskomponenten und anthropogenen hydromorphologischen Veränderungen und gilt sowohl für Bewilligungen als auch für Sanierungen.

Ist der Bereich der Auswirkung der hydromorphologischen Veränderung auf die biologischen Qualitätskomponenten noch als kleinräumig zu beurteilen, so ist eine Überschreitung des Qualitätsziels noch nicht gegeben (zur Beurteilung von Auswirkungen hydromorphologischer Veränderungen siehe 2.3.1.2).

Es muss aber auch in diesem Fall gewährleistet sein, dass – außerhalb eines kleinräumigen Bereichs – der gute Zustand und damit die ökologische Funktionsfähigkeit auch langfristig erhalten bleiben (siehe auch Ausführungen zu § 4).

Überschreitungen des biologischen Qualitätsziels, die durch eine hydromorphologische Veränderung hervorgerufen werden, sind in der Regel dann als kleinräumig zu betrachten, wenn sie eine Länge von 1 Kilometer, bei großen Flüssen eine Länge von 2 Kilometer nicht überschreiten.

Diese Längen gelten aber nur „in der Regel“. Je nach Art und Länge der Vorbelastungen im betrachteten Gewässerabschnitt ist ein Abweichen (nach oben und unten) möglich, wobei der Erhalt der ökologischen Funktionsfähigkeit in dem betrachteten Gewässerabschnitt auch langfristig gewährleistet sein muss.

Das bedeutet: sind außerhalb des prognostizierten Auswirkungsbereiches eines Eingriffs (flussauf/-ab) keine oder nur wenige belastete Gewässerabschnitte vorhanden und steht somit ein entsprechender Lebensraum in natürlicher/naturnaher Ausprägung zur Verfügung, der eine sich selbst erhaltende Population gewährleistet, so kann auch bei Überschreitung des Richtwertes von 1 bzw. 2 km die Kleinräumigkeit noch gegeben sein. Beispielsweise könnten in diesem Fall auch 1,5 km noch als kleinräumig betrachtet werden, jedoch nicht ein Mehrfaches des Richtwerts.

Sind außerhalb des prognostizierten Auswirkungsbereiches eines Eingriffs bereits viele belastete Gewässerabschnitte vorhanden, dann könnten bereits kürzere als 1 bzw. 2 km lange neue Auswirkungen als nicht mehr kleinräumig zu beurteilen sein.

Beurteilung einer Verschlechterung:

Bei der Beurteilung einer Verschlechterung sind alle Wasserkörper zu betrachten, die von den Auswirkungen eines Eingriffes (inkl. der Summenwirkung von Vorbelastungen, siehe Kap. 2.3.1.2) betroffen sind.

Ein Wasserkörper ist als „verschlechtert“ zu bewerten, wenn er von einer mehr als kleinräumigen Zielüberschreitung betroffen ist. Dabei ist immer die Länge der verschlechterten Gewässerstrecke („Absolutwert“) ausschlaggebend und nicht etwa der Anteil (Prozentwert) eines Wasserkörpers („Relativwert“).

Wenn etwa ein Projekt eine Verbesserung des ökologischen Zustandes im Projektsnahbereich in einem Wasserkörper zur Folge hat, in anderen Wasserkörpern jedoch eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes bewirkt (die über eine kleinräumige Verschlechterung hinausgeht), ist die Verschlechterung in jedem einzelnen Wasserkörper per se zu beurteilen und nicht durch eine etwaige Verbesserung eines anderen Wasserkörpers gegenzurechnen.

Erfolgt ein neuer Eingriff in einem Bereich, der sich bereits in einem schlechteren als dem guten Zustand befindet, so – sollte keine Verschlechterung erwartbar sein – ist auch zu prüfen, ob der neue Eingriff die Zielerreichung verhindert.

Sind keine oder nur kürzere Strecken (kürzer als „kleinräumig“) mit schlechterem als dem guten Zustand vorhanden, so ist zu prüfen, ob sich durch den neuen Eingriff in Summe mehr als kleinräumige Abschnitte mit schlechterem als dem guten Zustand ergeben.

Beispiele für die Beurteilung einer Verschlechterung:

Beispiel 1:

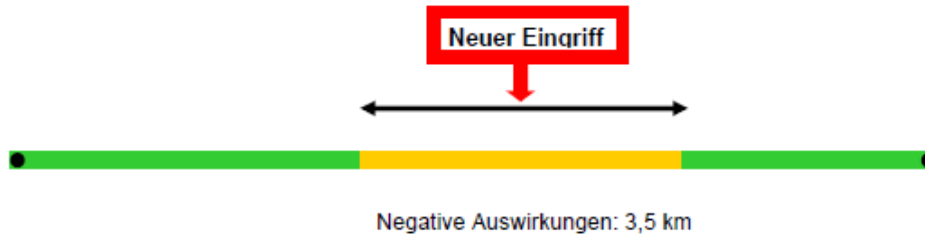
In einem mittelgroßen Gewässer befindet sich ein Wasserkörper derzeit im guten Zustand.

Neuer Eingriff



Unter Berücksichtigung der Lebensraumansprüche der Gewässerorganismen sowie der Vorbelastungen erfolgt die Prognose der Auswirkungen auf den Gewässerzustand.

Ein Eingriff verursacht negative Auswirkungen (biologische Werte: „mäßig“) auf einer Länge von 3,5 km.



Die Richtwerte für die Kleinräumigkeit sind in diesem Fall überschritten (Richtwert für die Kleinräumigkeit bei mittelgroßem Gewässer: 1 km), da negative Auswirkungen auf 3,5 km zu erwarten sind.

Der Wasserkörper ist daher von einer mehr als kleinräumigen Verschlechterung betroffen. Eine Prüfung der Ausnahmen vom Verschlechterungsverbot nach §104a WRG 1959 kann nun erfolgen.

Beispiel 2:

In einem mittelgroßen Gewässer befindet sich Wasserkörper 1 im mäßigen Zustand, Wasserkörper 2 im guten Zustand.



Unter Berücksichtigung der Lebensraumanprüche der Gewässerorganismen sowie der Vorbelastungen erfolgt die Prognose der Auswirkungen auf den Gewässerzustand.

Der neue Eingriff hat positive Auswirkungen auf einer Strecke von 2 km (verbessert auf „gut“ im Wasserkörper 1) und verursacht negative Auswirkungen auf einer Länge von 3,5 km (verschlechtert auf „unbefriedigend“ im Wasserkörper 1 und Wasserkörper 2).



Die Richtwerte für die Kleinräumigkeit sind bei diesem Beispiel überschritten, da negative Auswirkungen auf 3,5 km zu erwarten sind. Es liegt eine Verschlechterung vor.

Beide Wasserkörper sind daher von einer mehr als kleinräumigen Verschlechterung betroffen.

Eine Prüfung der Ausnahmen vom Verschlechterungsverbot nach §104a WRG 1959 kann jetzt für die beiden Wasserkörper erfolgen.

Beispiel 3:

In einem mittelgroßen Gewässer befindet sich Wasserkörper 1 im mäßigen Zustand, Wasserkörper 2 im guten Zustand.



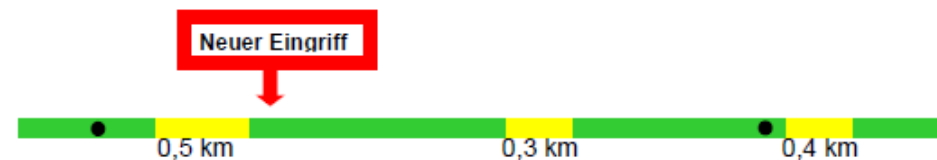
Unter Berücksichtigung der Lebensraumansprüche der Gewässerorganismen sowie der Vorbelastungen erfolgt die Prognose der Auswirkungen auf den Gewässerzustand. Der neue Eingriff hat positive Auswirkungen auf einer Strecke von 2 km (verbessert auf „gut“ im Wasserkörper 1) und verursacht negative Auswirkungen auf einer Länge von 0,9 km (verschlechtert auf „unbefriedigend“ im Wasserkörper 2).



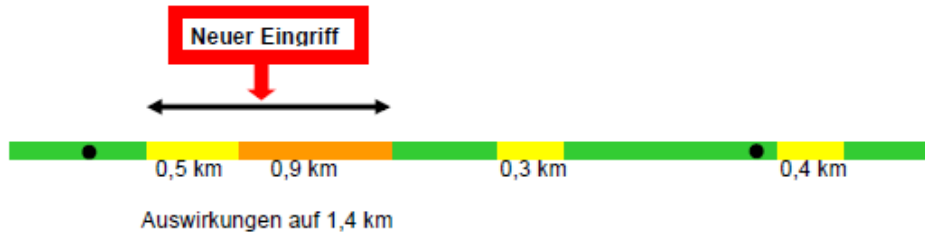
Die Richtwerte für die Kleinräumigkeit sind in diesem Fall nicht überschritten, da negative Auswirkungen nur auf 0,9 km zu erwarten sind, was zur Folge hat, dass keiner der beiden Wasserkörper von einer mehr als kleinräumigen Verschlechterung betroffen ist. Wasserkörper 1 wird somit auch weiterhin als „mäßig“ bewertet, Wasserkörper 2 als „gut“.

Beispiel 4:

In einem mittelgroßen Gewässer befindet sich ein Wasserkörper insgesamt im guten Zustand, der Wasserkörper enthält aber bereits kleinräumige Abschnitte im mäßigen Zustand.



Unter Berücksichtigung der Lebensraumansprüche der Gewässerorganismen sowie der Vorbelastungen erfolgt die Prognose der Auswirkungen auf den Gewässerzustand. Der neue Eingriff verursacht im Zusammenspiel mit den Vorbelastungen negative Auswirkungen auf einer Strecke von insgesamt 1,4 km (der Eingriff verschlechtert auf 0,9 km auf „unbefriedigend“ und verhindert auf 0,5 km die Zielerreichung).



Die Richtwerte für die Kleinräumigkeit sind beim vorliegenden Beispiel überschritten, da negative Auswirkungen auf 1,4 km zu erwarten sind. Es liegt eine Verschlechterung vor. Der Wasserkörper ist daher von einer mehr als kleinräumigen Verschlechterung betroffen. Eine Prüfung der Ausnahmen vom Verschlechterungsverbot nach §104a WRG 1959 kann jetzt erfolgen.

Hinweis: Nach Umsetzung des Projekts kann jeweils eine neue Wasserkörpereinteilung nötig sein.

Die zuvor beschriebene Systematik gilt auch für die Beurteilung von Abschnitten im „mäßigen“, „unbefriedigenden“ und „schlechten Zustand“.

Für die Beurteilung des „sehr guten Zustands“ sind die Ausführungen in § 5 der Verordnung nicht heranzuziehen. Die im „sehr guten hydromorphologischen Zustand“ zulässigen sehr geringfügigen Abweichungen sind in § 12 beschrieben.

3. Qualitätskomponenten im Detail

Allgemein gilt, dass sämtliche für die jeweilige Zustandsklasse festgelegten Werte einzuhalten sind (vgl. § 4 Abs 6 bis 10). Dabei gilt das Prinzip, dass der schlechteste Wert den Ausschlag für die Beurteilung des Gesamtzustandes gibt wobei jede einzelne Qualitätskomponente für sich ausschlaggebend ist und nicht etwa ein Mittelwert für die biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten gebildet wird.

3.1 Hydromorphologische Qualitätskomponenten

3.1.1. Allgemeines:

3.1.1.1. Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand (§§ 12, 18 QZV Ökologie OG)

Für den sehr guten hydromorphologischen Zustand wurden Kriterien festgelegt, bei deren Erfüllung Wasserhaushalt, Durchgängigkeit des Flusses und Morphologie in einem sehr guten Zustand sind.

Für folgende typische hydromorphologische Eingriffe wurden Kriterien festgelegt (§ 12 Abs 2 Z 1 bis 6):

Im sehr guten Zustand sind nur sehr geringe Abweichungen von den jeweiligen typspezifischen hydromorphologischen Bedingungen zulässig.

Bei Seen betrifft das die Durchströmung, die Verweildauer, Pegelstände, Tiefenprofil, Wellenklima und Substratverhältnisse. Diese Parameter sollen im Wesentlichen den natürlichen Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse entsprechen.

Uferverbauungen, wie sie an fast allen österreichischen Seen zu finden sind, sind dann mit dem sehr guten Zustand vereinbar, wenn sie keinen Einfluss auf die natürliche Zonierung der Wasserpflanzen (siehe Anlage J3 – Referenzwerte Makrophyten) haben. Tiefergehende Uferverbauungen, die bereits die oberste Vegetationszone der Wasserpflanzen beeinträchti-

gen können, sind im sehr guten Zustand nur kleinräumig zulässig und dürfen nur lokal wirksam sein.

3.1.1.2. Wasserentnahme

Eine Wasserentnahme stellt keine Beeinträchtigung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes dar, wenn sie sehr geringfügig ist.

Sehr geringfügige Wasserentnahmen sind auch in Gewässerabschnitten im sehr guten hydromorphologischen Zustand möglich. Die festgelegten Mengen sind so zu bemessen, dass Einzelentnahmen, solange sie das festgelegte Ausmaß nicht überschreiten, keine Auswirkung auf den sehr guten hydromorphologischen und den sehr guten biologischen Zustand haben.

3.1.1.3. Anthropogene Wasserführungsschwankungen

Zur Einhaltung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes dürfen keine anthropogen verursachten Wasserführungsschwankungen wie z.B. Schwall – Sunk Ereignisse stattfinden. Die natürliche Variation im Tagesverlauf soll weitgehend ungestört bleiben.

Eine vorübergehende Verschlechterung des Zustandes durch Ereignisse von außergewöhnlichen Umständen im Sinn des § 30 f WRG 1959 stellt keinen Verstoß gegen das Qualitätsziel dar.

3.1.1.4. Veränderungen der Abflussverhältnisse

Zur Einhaltung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes sind nur sehr geringfügige Veränderungen der Abflussverhältnisse zulässig. Relevant sind dabei jene Bereiche, in denen die mittlere Fließgeschwindigkeit auf unter 0,3 m/s reduziert wird.

Veränderungen der flusstypspezifischen Strömungsgeschwindigkeit führen zu einer verstärkten Sedimentation von Feinsubstraten und damit auch zu einer Verschiebung der Substratverhältnisse im Gewässer. Da die benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) hochgradig mit unterschiedlichen Kornfraktionen korreliert, ist eine drastische Änderung der benthischen Lebensgemeinschaften in Staubereichen die Folge. Fische zeigen erst ab einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,3 m/s eine präzise Orientierung gegen die Strömung, unterhalb dieser Geschwindigkeit verlieren sie zunehmend die Orientierung.

Eine anthropogene Reduktion der Fließgeschwindigkeit darf daher nur auf sehr kurzen Strecken vorliegen (zB kurze Rückstauereffekte bei Sohlschwellen). Die zulässige Länge dieser Reduktion ist abhängig vom Gewässertyp. Als Richtwert kann die fünffache Breite des jeweiligen Gewässers herangezogen werden.

3.1.1.5. Durchgängigkeit des Flusses

Der Einhaltung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes eines Oberflächenwasserkörpers, im Hinblick auf die Durchgängigkeit des Flusses, stehen geringfügige Störungen durch menschliche Tätigkeiten nicht entgegen.

Geringfügige Störungen durch menschliche Tätigkeiten sind beispielsweise vereinzelte Maßnahmen zur Sohlstabilisierung (Sohlschwellen) oder vereinzelte kleinere Sicherungsmaßnahmen wie sie etwa unter Brücken vorgenommen werden, bei denen aber die Passierbarkeit für Organismen sowie ein weitgehend ungestörter Sedimenttransport gewährleistet ist.

Zur Beurteilung der Passierbarkeit wird auf den „Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern“, Kap. 10.7.2 – „Beurteilung der Passierbarkeit von Querbauwerken“ verwiesen.

Die fehlende Fischpassierbarkeit eines Querbauwerkes ist nur bei Bauwerken im natürlichen Fischlebensraum relevant (für andere Organismengruppen sind Wanderhindernisse nur in Ausnahmefällen relevant). Außerhalb des Fischlebensraums beschränkt sich die Betrachtung daher meist auf die Beurteilung des Sedimenttransports.

3.1.1.6. Uferdynamik

Unter Uferdynamik wird die Kapazität des Flusses verstanden seinen Uferverlauf dynamisch ändern und umgestalten zu können. Durch die Anbringung von Uferverbauungen und -sicherungen werden die Gestaltungskapazitäten des Gewässers im Uferbereich eingeschränkt. Anhand des Parameters Uferdynamik wird der Grad der anthropogenen Beeinträchtigung von Fließgewässern durch künstliche Uferverbauungen und Ufersicherungen beurteilt.

Vereinzelte kleinere Sicherungsmaßnahmen wie sie beispielsweise unter Brücken oder an Prallufem häufig vorkommen, können solange toleriert werden, als sie die Gesamtdynamik des Abschnittes nur punktuell einschränken.

Die Bewertung des Parameters Uferdynamik hat typspezifisch zu erfolgen. Wesentlich für die Beurteilung ist nicht das Vorhandensein eines anthropogenen Eingriffs, sondern dessen Auswirkung auf die typspezifische Uferdynamik eines Abschnittes.

Folgendes Beispiel sei angeführt: bei kleinen, alpinen Gewässern mit natürlicherweise gestrecktem Verlauf ist die Kapazität der Gewässer, ihr Ufer umgestalten zu können, natürlicherweise nicht sehr ausgeprägt. Vereinzelte Ufersicherungen können daher die Gesamtcharakteristik des Gewässers nicht wesentlich beeinträchtigen. Es ist also zu beurteilen, ob eine typspezifische Strukturausstattung der Ufer vorliegt.

3.1.1.7. Sohldynamik

Unter Sohldynamik wird die Kapazität des Flusses verstanden, die Gewässersohle dynamisch ändern und umgestalten zu können. Durch Einbau von Sohlbildungsmaßnahmen werden die variablen Sohlgestaltungskapazitäten des Gewässers eingeschränkt. Anhand des Parameters Sohldynamik wird der Grad der anthropogenen Beeinträchtigung der Fließgewässersohle durch Sohlverbauungsmaßnahmen beurteilt.

Vereinzelte kleinere Sicherungsmaßnahmen (z.B. Sohlgurte, Sohlwellen) sowie Sicherungsmaßnahmen unter Brücken können solange toleriert werden, als sie die Gesamtdynamik der Sohle nur punktuell einschränken.

Die Bewertung des Parameters Sohldynamik hat typspezifisch zu erfolgen. Wesentlich für die Beurteilung ist nicht das Vorhandensein eines anthropogenen Eingriffs, sondern dessen Auswirkung auf die typspezifische Sohldynamik eines Abschnittes.

3.1.1.8. Richtwerte für den guten hydromorphologischen Zustand (§§ 13, 19 QZV Ökologie OG)

§ 13 legt für Fließgewässer fest, bei Vorliegen welcher hydromorphologischer Bedingungen der gute ökologische Zustand (mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit) erreicht werden kann. Die Prognoseentscheidung, wann eine hydromorphologische Veränderung im Hinblick auf die Einhaltung des Qualitätsziels noch tolerierbar ist, soll durch § 5 insofern erleichtert werden, als näher definierte kleinräumige Überschreitungen des Qualitätsziels im Bereich der hydromorphologischen Veränderung der Einhaltung des Qualitätsziels nicht entgegen stehen. Diese Festlegung kann als emissionsseitige Ergänzung zu den immissionsseitig festgelegten Bedingungen (§ 13) betrachtet werden. Es wird damit – ähnlich dem Einmischungsbereich in § 5 Abs 6 QZV Chemie OG - ein Bereich festgelegt, in dem das Qualitätsziel nicht eingehalten werden muss, die Auswirkung aber dennoch nicht so schwerwiegend ist, dass der gute ökologische Zustand nicht mehr gegeben wäre. Für die Definition eines Bereiches in dem die biologischen Qualitätskomponenten nicht eingehalten werden müssen, ist von der Grundannahme auszugehen, dass im unmittelbaren Nahebereich einer hydromorphologischen Veränderung eine Einhaltung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten nicht möglich ist (vergleichbar dem Einmischungsbereich bei stofflichen Einleitungen).

Der gute hydromorphologische Zustand ist gegeben, wenn hydromorphologische Bedingungen vorliegen, unter denen die für den guten biologischen Zustand festgelegten Werte er-

reicht werden können. Die Bewertung des guten hydromorphologischen Zustandes erfolgt also nur über die biologischen Qualitätskomponenten. Im Gegensatz zum sehr guten hydromorphologischen Zustand liegt eine Zielverfehlung des guten Zustandes erst dann vor, wenn die Werte für den guten biologischen Zustand nicht erreicht werden. Die Verfehlung der hydromorphologischen Bedingungen stellt für sich genommen keine Zielverfehlung dar.

Auch bei Seen ist es im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot notwendig im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren die Auswirkungen anthropogener Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen auf den Zustand eines Sees abzuschätzen. Die festgelegten hydromorphologischen Bedingungen sind – wie bei den Fließgewässern – auch bei den Seen so gewählt, dass bei deren Einhaltung „mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit“ der gute biologische Zustand erreicht werden kann. Ob dieser auch tatsächlich erreicht wird, ist im Wege der Gewässerüberwachung durch Messungen der biologischen Qualitätskomponenten nachzuweisen.

Starke Wasserspiegelschwankungen, wie sie z.B. durch die energiewirtschaftliche Nutzung natürlicher Seen als Speicherseen vorkommen, bewirken sowohl morphologische als auch hydrologische Veränderungen und beeinträchtigen den natürlichen Lebensraum.

Gehen diese nutzungsbedingten Wasserspiegelschwankungen über eine Differenz zwischen minimalem und maximalem monatlichem Wasserstand von einem Meter hinaus, ist jedenfalls davon auszugehen, dass sie die Erreichung des guten Zustands gefährden.

3.1.1.9. Methodik

Für die Bewertung der hydromorphologischen Qualitätskomponenten sowie der allgemein physikalisch-chemischen Parameter stehen bestimmte Leitfäden zur Verfügung:

Mühlmann H. (2010): Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern, BMLFUW, Wien;

Deutsch K., Haunschmid R., Kreuzinger N. & Prinz H. (2010): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern, BMLFUW

Die Leitfäden sind im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter <http://wisa.lebensministerium.at>, Bereich Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan > Hintergrunddokumente > Methodik (<http://wisa.lebensministerium.at/article/archive/29401>) abrufbar.

3.1.2. Besonderheit

Für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten in Fließgewässern und Seen gilt die Besonderheit, dass für den sehr guten hydromorphologischen Zustand Kriterien festgelegt wurden, bei deren Überschreitung der sehr gute hydromorphologische und damit der sehr gute ökologische Zustand nicht mehr gegeben ist. Diese Kriterien haben demnach Grenzwertcharakter. Den hydromorphologischen Qualitätskomponenten kommt daher für die Beurteilung des sehr guten Zustandes dasselbe Gewicht zu wie den anderen Qualitätskomponenten.

Im Gegensatz dazu wurden für den guten hydromorphologischen Zustand – in Ausführung der Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 - Bedingungen formuliert, bei deren Einhaltung die für den guten biologischen Zustand festgelegten Werte erreicht werden können. Diese hydromorphologischen Bedingungen haben nicht die rechtliche Qualität eines Qualitätsziels, dessen Verfehlung die Nichteinhaltung des guten Zustandes bedeutet, ihnen kommt vielmehr ein bloßer Richtwertcharakter zu (siehe dazu auch die Erläuterungen zu § 13 QZV Ökologie OG).

Da es insbesondere im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot notwendig ist, die Auswirkungen anthropogener Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen auf den Zustand eines Gewässers abzuschätzen, sollen die in der Verordnung festgelegten Bedingungen als Hilfestellung im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren dienen. Die hydromor-

phologischen Bedingungen sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit der gute biologische Zustand erreicht werden kann.

Die Werte für die hydromorphologischen Bedingungen sind als Richtwerte festgelegt, die überschritten werden können, wenn die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten eingehalten sind und die Einhaltung des guten ökologischen Zustandes auch langfristig gewährleistet ist. Bei einer Überschreitung dieser Richtwerte ist die Dynamik aquatischer Ökosysteme insofern zu berücksichtigen, als – in Form einer Prognose – zu prüfen ist, ob es im Laufe der Zeit zu einer Änderung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten kommen könnte. In vielen Fällen können zwar akute, kurzfristige Störungen sehr gut durch ein funktionsfähiges Ökosystem abgepuffert werden (Resilienz und Resistenz des Ökosystems), kontinuierliche Belastungen können aber chronische Wirkungen zeigen.

Es kann beispielsweise vorkommen, dass die biologischen Qualitätskomponenten zwar zum Beurteilungszeitpunkt (dem Zeitpunkt der Messung) noch im guten Zustand sind, es durch den Einfluss negativ veränderter allgemeiner Bedingungen – wie etwa einer gestörten Durchwanderbarkeit – zeitverzögert zu einer Verschlechterung der biologischen Werte kommt.

Für den mäßigen, unbefriedigenden und schlechten hydromorphologischen Zustand wurden weder Werte noch Bedingungen festgelegt. Die Abschätzung der Auswirkungen anthropogener Veränderungen auf Oberflächenwasserkörper, die sich bereits in einem mäßigen oder unbefriedigenden Zustand befinden, muss unter Berücksichtigung der jeweiligen Vorbelastungen erfolgen. Im Zuge eines wasserrechtlichen Bewilligungsverfahrens ist dies im Einzelfall zu betrachten. Als Anhaltspunkt können die Beschreibungen der hydromorphologischen Zustandsklassen im „Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung“ herangezogen werden.

3.2 Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

3.2.1. Allgemeines

Die Bewertung des guten ökologischen Zustandes hinsichtlich der Belastung der allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten erfolgt über die biologischen Qualitätskomponenten. Im Gegensatz zum sehr guten Zustand liegt eine Zielverfehlung des guten Zustandes der allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten erst dann vor, wenn die Werte für den guten biologischen Zustand nicht erreicht werden. Die Verfehlung der allgemeinen physikalisch-chemischen Bedingungen stellt für sich genommen keine Zielverfehlung dar.

Die Qualitätsziele für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung der gute biologische Zustand mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit erreicht werden kann. Ob dieser auch tatsächlich erreicht wird, ist im Wege der Gewässerüberwachung durch Messungen der biologischen Qualitätskomponenten nachzuweisen.

Im Einzelfall kann auch bei Einhaltung weniger strenger Anforderungen an die physikalisch-chemischen Bedingungen die Erreichung der biologischen Werte für den guten Zustand prognostiziert werden.

Bei den festgelegten Bedingungen handelt es sich um Richtwerte. Durch ihre Festlegung wird die Vermutung aufgestellt, dass der Wert für die Biologie erforderlich ist. Diese Vermutung kann widerlegt werden.

Bei Überschreitung der in § 14 Abs 2 QZV Ökologie OG festgelegten Werte ist eine Überprüfung hinsichtlich der möglichen Ursachen dafür sinnvoll. Wesentlich hierbei ist vor allem die Prüfung, ob sich Überschreitungen nicht zeitverzögert auf die biologischen Qualitätskomponenten auswirken können.

3.2.1.1. Beurteilung der Einhaltung der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten

Die Beurteilung der Einhaltung des Qualitätsziels erfolgt mit Ausnahme der Temperatur an Hand des 90-Perzentils. Dieses ist über alle in einem Beobachtungszeitraum gemessenen Konzentrationen zu berechnen, wobei für eine Zustandsausweisung mindestens zwölf Einzelmessungen, die über den Zeitraum eines Jahres monatlich durchgeführt wurden, heranzuziehen sind.

Die Beurteilung der Einhaltung des Qualitätsziels Temperatur erfolgt an Hand des 98-Perzentils. Dieses ist über alle in einem Beobachtungszeitraum gemessenen Konzentrationen zu berechnen, wobei für eine Zustandsausweisung mindestens wöchentlich durchgeführte Einzelmessungen, die über den Zeitraum eines Jahres durchgeführt wurden, heranzuziehen sind.

Die Bewertung der speziellen Gewässertypen erfolgt auf Basis einer Experteneinschätzung, wobei hierfür jene Werte, die sich bei Zuordnung zum entsprechenden Typ (Bioregion und saprobieller bzw. trophischer Grundzustand) ergeben würden, heranzuziehen sind. Bei den großen Flüssen können Einflüsse von kleinräumig wirkenden Bioregionen vernachlässigt werden, da diese die Charakteristik nicht maßgeblich beeinflussen.

In Bezug auf die erforderlichen Temperaturverhältnisse wird nahe gelegt zu berücksichtigen, ob ein adaptiertes fischökologisches Leitbild für diesen Fließgewässerabschnitt vorliegt, das eine von der Fischregion abweichende Temperaturanforderung zur Folge hat.

Die Beurteilung der Einhaltung des Qualitätsziels hat bei Seen an Hand des volumengewichteten arithmetischen Mittelwerts zu erfolgen. Dieses ist über alle in einem Beobachtungszeitraum gemessenen Konzentrationen zu berechnen, wobei für eine Zustandsausweisung mindestens vier Untersuchungsergebnisse über den Zeitraum eines Jahres heranzuziehen sind.

Die Werte für den Bodensee gelten für den gesamten Wasserkörper, nicht für die österreichische Messstelle in der Bregenzer Bucht.

Die Zustandsbewertung des Bodensees erfolgt in Abstimmung mit der Koordinationsgruppe im Bearbeitungsgebiet Alpenrhein/Bodensee.

3.2.1.2. Methodik

Detaillierte Informationen zu den einzelnen Bewertungsparametern sind

- dem Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern, BMLFUW (Deutsch K., Haunschmid R., Kreuzinger N. & Prinz H., 2010): Temperatur (Kap. 5), Sauerstoffhaushalt (Kap. 4.2), Nährstoffverhältnisse (Kap. 4.3.), Salzgehalt (Kap. 6), Versauerungszustand (Kap. 7)

- sowie dem Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen (Wolfram G. & Donabaum K., 2010) zu entnehmen: Temperaturverhältnisse (Kap. 5), Salzgehalt (Kap. 6), Versauerung (Kap. 7), Nährstoffverhältnisse (Kap. 8.2 und 8.3), Chlorophyll-a (Kap. 8.4) und Sichttiefe (Kap.8.5), Sauerstoffverhältnisse (Kap. 8.6)

Für die Bewertung der allgemein physikalisch-chemischen Parameter steht ebenfalls ein Leitfaden zur Verfügung:

Wolfram G. & Donabaum K. (2010): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen, BMLFUW

Die Leitfäden sind im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter <http://wisa.lebensministerium.at>, Bereich Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan > Hintergrunddokumente > Methodik (<http://wisa.lebensministerium.at/article/archive/29401>) abrufbar.

3.2.2. Besonderheit:

Für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten wurden die Werte für den sehr guten Zustand und den guten Zustand festgelegt.

Die Werte für den sehr guten Zustand sind Grenzwerte, bei deren Überschreitung der sehr gute ökologische Zustand nicht mehr gegeben ist.

Jene für den guten Zustand sind als Richtwerte festgelegt, die überschritten werden können, wenn die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten eingehalten sind und die Einhaltung des guten ökologischen Zustandes auch langfristig gewährleistet ist.

Bei einer Überschreitung dieser Richtwerte ist die Dynamik aquatischer Ökosysteme insofern zu berücksichtigen, als – in Form einer Prognose – zu prüfen sein wird, ob es im Laufe der Zeit zu einer Änderung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten kommen könnte. In vielen Fällen können zwar akute kurzfristige Störungen sehr gut durch ein funktionsfähiges Ökosystem abgepuffert werden (Resilienz und Resistenz des Ökosystems), kontinuierliche Belastungen können aber chronische Wirkungen zeigen.

Es kann beispielsweise vorkommen, dass die biologischen Qualitätskomponenten zwar zum Beurteilungszeitpunkt (dem Zeitpunkt der Messung) noch im guten Zustand sind, dass es jedoch durch den Einfluss negativ veränderter allgemeiner Bedingungen – wie etwa einer erhöhten Gewässertemperatur – zeitverzögert zu einer Verschlechterung der biologischen Werte kommt. Fische können beispielsweise unter für sie suboptimalen Bedingungen zwar überleben, die Individuen sind aber möglicherweise gestresst und geschwächt und somit auch anfälliger für Parasiten, Krankheiten oder andere Beeinträchtigungen. Auch können bestimmte Altersstadien (Juvenile) stärker von den Auswirkungen betroffen sein und dadurch dezimiert werden. Dies führt längerfristig zu einer Gefährdung der Fischbestände.

Betreffend die spezifischen synthetischen und die spezifischen nicht-synthetischen Schadstoffe ist für den sehr guten ökologischen Zustand § 7 Abs 2 der QZV Chemie OG einzuhalten.

Für den guten ökologischen Zustand sind die in den Anlagen B und C der QZV Chemie OG für den guten Zustand festgelegten Werte einzuhalten. Für den mäßigen, unbefriedigenden und schlechten Zustand sind keine Werte festgelegt, sodass bei Verfehlung eines der für den guten Zustand festgelegten Werte der chemische Zustand (und somit der ökologische Zustand) mit mäßig zu beurteilen ist.

Eine Abstufung des chemischen Zustandes in die Zustandsklassen unbefriedigend und schlecht findet nicht statt, sodass es definitionsgemäß keinen unbefriedigenden und schlechten chemischen Zustand gibt. Sehr wohl kann es aber trotzdem zu einer Gesamtbewertung des ökologischen Zustandes mit unbefriedigend oder schlecht kommen, wenn etwa der biologische Zustand unbefriedigend oder schlecht ist.

3.3 Biologische Qualitätskomponenten

Einleitend wird festgehalten, dass eine endgültige Zustandsbewertung automatisch eine Plausibilitätsprüfung der vom Projektwerber vorgelegten Daten durch die Behörde inkludiert.

3.3.1. Phytoplankton (§§ 7, 15 QZV Ökologie OG)

Die biologische Qualitätskomponente Phytoplankton ist nur in jenen Fließgewässern relevant, welche über eine im Fließgewässersystem lebende und reproduzierende Planktonlebensgemeinschaft verfügen. Das ist in den Flüssen Donau, March und Thaya der Fall. Für die drei genannten Flüsse ist eine Expertenbeurteilung auf Basis von Anhang C zum WRG 1959 durchzuführen. In den übrigen österreichischen Fließgewässern spielt das Phytoplankton eine untergeordnete Rolle und braucht daher nicht bewertet werden.

Für Seen des Seentyps A war es bisher nicht möglich geeignete Bewertungsmethoden zu entwickeln. Für sie ist eine Einzelfallbeurteilung durch eine Experteneinschätzung notwendig, die die Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 zu berücksichtigen hat.

3.3.2. Makrophyten (§§ 8, 16 QZV Ökologie OG)

Aquatische Makrophyten sind vor allem sehr gute Trophie-Indikatoren, reagieren aber auch deutlich auf andere anthropogen bedingte Veränderungen der natürlichen Bedingungen im Fließgewässer. So können auch Eingriffe in das Abflussregime, wie z.B. Potamalisierung und Stau, indiziert werden.

Makrophyten eignen sich besonders gut zur langfristigen Beurteilung des trophischen Zustandes eines stehenden Gewässers. Sie reagieren auf Veränderungen der Trophie nicht sofort, sondern es dauert meist einige Jahre bis sich zwischen den vorherrschenden Bedingungen und der Makrophytenvegetation ein Gleichgewicht eingestellt hat. Makrophyten eignen sich darüber hinaus auch zur Indikation anderer Belastungen, wie Eingriffen in das hydrologische Regime (Veränderungen der natürlichen Seespiegelschwankungen) oder in die Hydrodynamik (z.B. Änderung des Wellenklimas durch Motorboote und Schifffahrt). Für die Seentypen der Pannonischen Tiefebene, der Nördlichen Kalkhochalpen (600–1000 m), der Nördlichen Kalkhochalpen >1000 m und den Bodensee war es bisher nicht möglich geeignete Bewertungsmethoden zu entwickeln. Es sind daher keine Werte festgelegt worden. Für diese Seentypen ist daher eine Einzelfallbeurteilung durch eine Experteneinschätzung notwendig, die die Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 zu berücksichtigen hat.

3.3.3. Phytobenthos (§ 9 QZV Ökologie OG)

Das Phytobenthos eignet sich sehr gut um vor allem stoffliche Belastungen (Nährstoffe aber auch organische Substanzen) in Fließgewässern anzuzeigen. Auch Eingriffe in das hydrologische Regime (Ausleitung, Schwall, Rückstau) lassen sich bis zu einem gewissen Grad abbilden, während Eingriffe in die Morphologie nur sehr bedingt maßgeblichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Aufwuchsalgen ausüben. Dieser Tatsache trägt die anzuwendende Bewertungsmethode Rechnung.

Die Bewertung des ökologischen Zustands basiert auf einem multimetrischen Ansatz und beinhaltet die Module Trophie, Saprobie und das Modul Referenzarten.

Biologische Bewertungen über Indizes und dgl. können immer nur als möglichst exakte Annäherung an den tatsächlichen Zustand der Biozönose angesehen werden und sind demnach mit Unsicherheiten und Unschärfen verbunden. Im Bereich der Klassengrenzen spielt die Unsicherheit der Methode eine größere Rolle als in der Mitte der Bandbreite einer Zustandsklasse.

Um zu verhindern, dass durch knapp über der Zustandsklassengrenze und im methodischen Schwankungsbereich liegender Werte ein Sanierungsbedarf ausgelöst wird, sind Ergebnisse, die sehr nahe an einer Zustandsklassengrenze liegen, jedenfalls auf Plausibilität zu prüfen und unter bestimmten Voraussetzungen in der Gesamtbewertung nicht schlagend. Diese Voraussetzung ist dann gegeben, wenn ein Wert (für eines der drei Module) höchstens 0,03 Indexpunkte über dem Grenzwert für eine Zustandsklasse liegt. Dieser Wert ist für die Beurteilung nicht heranzuziehen. Liegen mehrere Werte höchstens 0,03 Indexpunkte über dem Grenzwert für eine Zustandsklasse, so sind sie für die Beurteilung heranzuziehen mit dem Ergebnis, dass die Qualitätskomponente Phytobenthos sich in dem Zustand befindet, der der schlechteren Zustandsklasse entspricht.

3.3.4. Benthische wirbellose Fauna (§ 10 QZV Ökologie OG)

Durch die benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) können sowohl stoffliche Belastungen als auch Auswirkungen verschiedener Stressoren (wie etwa Degradation der Gewässermorphologie, Stau, Restwasser oder Nutzung im Einzugsgebiet) erfasst werden. Die Methode besteht aus den Modulen Saprobie und allgemeine Degradation.

Hier gilt grundsätzlich dasselbe wie für die Qualitätskomponente Phytobenthos (vgl. oben letzter Absatz) mit dem Unterschied, dass ein Wert der in der nächst schlechteren Zustandsklasse liegt, dann nicht zu berücksichtigen ist, wenn er weniger als 0,02 Indexpunkte von der Klassengrenze entfernt ist.

3.3.5. Fischfauna (§§ 11, 17 QZV Ökologie OG)

Die Fischbewertungsmethode ist auf die Anwendung im natürlichen Fischlebensraum beschränkt. Bereits im Bereich der oberen Verbreitungsgrenze eignet sich die Fischzönose nur mehr bedingt zur Beurteilung des ökologischen Zustands. In diesen Bereichen sind für die Zustandsbewertung die Fischergebnisse auf ihre Plausibilität hin zu prüfen und etwa durch zusätzliche Untersuchungen der Qualitätskomponente benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) zu verifizieren.

Für die Beurteilung des Zustandes der Qualitätskomponente Fischfauna in Fließgewässern sind der Fischindex Austria und im speziellen die Kriterien Fischregionsindex und Biomasse heranzuziehen. Der Fischregionsindex und die Biomasse sind Bestandteile des Fischindex Austria. Dieser beinhaltet Artenzusammensetzung, Altersstruktur, Fischregionsindex und Biomasse.

Errechnet sich für den Fischregionsindex ein Wert der einem der in Anlage F 2 festgelegten Werte entspricht, so ist – ungeachtet des errechneten Wertes für den Fischindex Austria – der sich gemäß Anlage F 2 aus dem Wert für den Fischregionsindex ergebende Zustand für die Gesamtbewertung der Qualitätskomponente Fischfauna ausschlaggebend. Wird für den Fischindex Austria ein guter Zustand ermittelt, für den Fischregionsindex allein aber nur ein mäßiger, so ist von einem mäßigen Zustand des Gewässers auszugehen, sofern sich nicht aus der Einbeziehung des Kriteriums Biomasse ein schlechterer, nämlich ein unbefriedigender oder schlechter Zustand ergibt.

Wird eine Biomasse ermittelt, die die in Anlage F 3 (je nach Gewässertyp) festgelegten Werte unterschreitet, so ist die Gesamtbewertung des Gewässers je nach ermittelter Biomasse mit „unbefriedigend“ oder „schlecht“ zu beurteilen. Liegt die ermittelte Biomasse höher als die in Anlage F 3 festgelegte, richtet sich die Beurteilung des Zustandes des Gewässers ausschließlich nach dem Fischindex Austria (ohne dem Kriterium Biomasse) und dem Kriterium Fischregionsindex.

Für das Kriterium Biomasse ist es aufgrund der natürlichen Variabilität nicht möglich eine fünfstufige Bewertung in Zustandsklassen zu entwickeln. Unterschreitet die Biomasse aber einen bestimmten Wert, ist von einer sehr massiven Beeinträchtigung der Fischfauna auszugehen. Die festgelegten Werte beschreiben daher nur die Zustandsklassen „unbefriedigend“ und „schlecht“.

In die Berechnung der Biomasse werden in rhithralen Gewässern auch allochthone eingebürgerte Salmoniden miteinbezogen.

Das Kriterium Biomasse ist nicht anzuwenden in Gewässerabschnitten, wo durch starke Geschiebeführung eine Beeinträchtigung des Fischbestandes zu erwarten ist oder in solchen, die in einer Seehöhe von mehr als 1000 m gelegen sind (da hier natürlicherweise geringere Biomassen zu erwarten sind).

Für die Beurteilung des Zustandes der Fischfauna von Seen wird bei jedem Modul die Abweichung des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand untersucht. Die Festlegung der Referenzwerte erfolgt in den Anlagen K1 und K 2. Dem jeweiligen Modul wird – dem Grad der Abweichung vom Referenzwert entsprechend – eine Punktezahl zugeordnet (4, 6, 8, 10, 12 gemäß der Anlage K 1). Aus den Punkten für die fünf Module wird eine Summe gebildet, die durch Zuordnung zu den in Anlage K 3 festgelegten Punktbreiten den Zustand der Qualitätskomponente Fischfauna ergibt.

3.3.6. Methodik

Die methodischen Vorgaben für die Erhebung der biologischen Qualitätskomponenten in Fließgewässern wurden in Form von Leitfäden veröffentlicht („Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente“, BMLFUW, Wien 2010).

Pall K. & Mayerhofer, V. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A4 - Fließgewässer/Makrophyten, BMLFUW, Wien.

Pfister, P. & Pipp, E. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A3 - Fließgewässer/Phytobenthos, BMLFUW, Wien.

T. Ofenböck, O. Moog, A. Hartmann & I. Stubaer (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 - Fließgewässer/Makrozoobenthos, BMLFUW, Wien.
Schotzko, N., Haunschmid, R., Petz-Glechner R., Honsig-Erlenburg, W., Schmutz, S., Unfer, G., Wolfram, G. Spindler, T. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fließgewässer/Fische, BMLFUW, Wien.

Die methodischen Vorgaben für die Erhebung der biologischen Qualitätskomponenten in Seen wurden in Form von Leitfäden veröffentlicht („Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente“, BMLFUW, Wien 2010).

Wolfram, G. & Dokulil, M. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B2 - Seen/Phytoplankton, BMLFUW, Wien.

Pall K. & Mayerhofer, V. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B3 – Seen/Makrophyten, BMLFUW, Wien.

Gassner, H. & Achleitner, D. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1 - Seen/Fische, BMLFUW, Wien.

3.4 Anwendung einzelner Qualitätskomponenten im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren

3.4.1. Mindestwasserführung

Die festgelegten Mindestwassermengen sehen einen Basisabfluss (NQ_t - bzw. bei bestimmten Gewässertypen ein Drittel oder die Hälfte von $MJNQ_t$ - und bestimmte Mindestdiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten), der immer im Gewässer vorhanden sein muss, sowie einen dynamischen Anteil, der die natürlichen Abflussverhältnisse in Jahresverlauf widerspiegelt, vor.

Mit dieser Festlegung kann die Erhaltung der typspezifischen Ausprägung eines Gewässers sichergestellt und die Erreichung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit gewährleistet werden.

Beim NQ_t handelt es sich um den niedrigsten beobachteten Tagesabfluss einer längeren Jahresreihe. Das NQ_t stellt damit einen „natürlichen Katastrophenzustand“ im Gewässer dar, der natürlicherweise nur extrem selten auftritt. Wenn ein solch geringer Abfluss anthropogen bedingt über einen längeren Zeitraum aufrecht erhalten wird, ist davon auszugehen, dass der ökologische Zustand nicht eingehalten wird. Bei vielen hochalpinen Gewässern und in kleinen Gewässern können sehr geringe NQ_t -Werte auftreten, die als Basisabfluss und damit auf längere Dauer nicht ausreichend sind. Bei diesen Gewässern soll der Basisabfluss mindestens $1/3$, in kleinen Gewässern (Abfluss $< 1 \text{ m}^3/\text{s}$) größer als $1/2$ des natürlichen mittleren Jahresniederschlags ($MJNQ_t$ natürlich) sein.

Grundvoraussetzung ist, dass es sich bei dem NQ_t und $MJNQ_t$ um Werte größer als 0 handelt.

Aber auch im Fall, in dem der Wert 0 ist, ist besonderes Augenmerk auf die Vorgaben der Z 2 des § 13 Abs 2 zu legen.

Zusätzlich zu den hydrologischen Kennwerten ist im natürlichen Fischlebensraum (zur Abgrenzung siehe Kap. 2.2.1.1.) eine solche Mindestwassermenge sicherzustellen, die die Durchwanderbarkeit des betroffenen Gewässerabschnitts durch entsprechende Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit gewährleistet.

Für die Sicherstellung der Vernetzung des Lebensraums und der Durchwanderbarkeit der Gewässer ist eine Kombination von hydrologischen Kennwerten und entsprechender Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit (vgl. Anlage G zur QZV Ökologie OG) erforderlich. Diesen Anforderungen ist jedenfalls durch einen ausreichenden ökologischen Mindestwasserabfluss Rechnung zu tragen. In naturnahen Gewässerabschnitten ist die Einhaltung dieser Werte vorrangig durch die als ökologischer Mindestabfluss abgegebene Wassermenge und nicht durch künstliche Einbauten sicherzustellen. In anthropogen überformten Gewässerabschnitten hat sich die morphologische Ausgestaltung der Ausleitungsstrecke (Strukturierung, Breiten- und Tiefenvarianzen) in Zusammenhang mit der Ermittlung des erforderlichen ökologi-

schen Mindestwasserabflusses an natürlichen Referenzsituationen des Gewässertyps (in Bezug auf benetzte Breiten bzw. benetzte Flächen bei $MJNQ_t$) zu orientieren.

Die Anlage G legt die einzuhaltende Mindestwassertiefe und Mindestfließgeschwindigkeit im natürlichen Fischlebensraum von Fließgewässern fest, die zusätzlich (vgl. „und“ in § 13 Abs 2 Z 1 letzter Satz) zu den in § 13 Abs 2 Z 1 lit a bis c geregelten Werten für die Mindestwasserführung einzuhalten sind.

Vor dem Hintergrund der Verwaltungsvereinfachung, insbesondere zur Vermeidung von Aufwendungen (Untersuchungskosten) für Projektwerber kleiner Vorhaben (z.B. Kleinstanlagen der Wasserkraft < 1 MW [vgl. den „NGP“]) sieht Anlage G vor, dass bei Projekten mit einer Mindestabgabemenge von 50 % des $MJNQ_t$ eine Messung der in Tabelle G vorgegebenen Mindestwassertiefe und Mindestfließgeschwindigkeit entfallen kann.

In diesem Zusammenhang ist zur Vermeidung von Missverständnissen festzuhalten, dass die Vorgaben des § 13 Abs 2 Z 1 lit a bis c im natürlichen Fischlebensraum jedenfalls und damit schon grundsätzlich einzuhalten sind.

Diese vereinfachte Bestimmung kann nur dann Anwendung finden, wenn gleichzeitig sichergestellt ist, dass die ständig im Gewässerbett vorhandene Mindestwasserführung größer als der Wert für das natürliche niedrigste Tageswasser (NQ_t) ist.

Dies trifft nur dann zu, wenn 50% $MJNQ_t$ größer als der Wert für das NQ_t ist.

Die in Anlage G angeführte Mindestwasserführung (Mindestwasserdotation) stellt keinen eigenständigen (Richt-)Wert dar, der die in den Tabellen der Anlage G genannten Werte für Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten ersetzt, sondern dient als Hilfestellung für den Bewilligungswerber, diese Werte auch ohne eine von ihm durchgeführte Messung zu erreichen.

Die Mindestwasserführung gemäß Anlage G gewährleistet die Einhaltung der in den Tabellen festgelegten Werte allerdings nur mit hoher, aber nicht mit absoluter Sicherheit. Die Behörde kann daher dem Bewilligungswerber bei der Festlegung der Mindestwasserführung im natürlichen Fischlebensraum von Fließgewässern gemäß § 13 Abs 2 Z 1 eine höhere Wasserführung als 50% des $MJNQ_t$ in solchen Fällen vorschreiben, in denen die Einhaltung der in den Tabellen genannten Werte für Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten durch die Mindestdotations von 50% des $MJNQ_t$ nicht gewährleistet werden kann.

Im Einzelfall kann es daher bei bestimmten Gewässern (s. dazu weiter unten im Text) erforderlich sein, dass die Behörde nach Einlangen des Antrags auf Erteilung einer wasserrechtlichen Bewilligung oder etwa im Rahmen der „Vorläufigen Überprüfung“ (vgl. § 104 Abs 1 lit a WRG 1959) auf der Grundlage des § 13 Abs 3 AVG projektsergänzende Daten im Zusammenhang mit den Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten vom Bewilligungswerber einfordern kann.

Ob ein Vorhaben eine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer iSd § 105 Abs 1 lit m WRG 1959 zur Folge hat, hat die Behörde in Wahrnehmung ihrer amtswegigen Ermittlungspflicht zu prüfen. Dasselbe gilt für die Überprüfung der von der Anlage G aufgestellten Vermutung.

Lässt sich mit den Mitteln des amtswegig geführten Verfahrens eine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer nicht feststellen, dann ist davon auszugehen, dass dieses Hindernis der Erteilung einer wasserrechtlichen Bewilligung für das beantragte Vorhaben nicht entgegensteht.

Um eine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit eines Gewässers zu verhindern, hat die Behörde im Zweifel aufgrund ihrer Mess- und Ermittlungsergebnisse den Prozentwert des $MJNQ_t$ für die Mindestdotations entsprechend festzusetzen.

Es ist zu beachten, dass für die Einhaltung der Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten bei Abgabe von 50% $MJNQ_t$ die jeweilige Strukturausstattung eines Gewässers eine Rolle spielt.

Bei den "großen Flüssen" und bei Gewässertypen, in denen das $MJNQ_i$ im Verhältnis zum NQ_i relativ hoch ist (d.h. $MJNQ_i$ mindestens $3 \times NQ_i$ oder mehr), kann mit hoher Sicherheit davon ausgegangen werden, dass die Vermutung der Anlage G zutrifft.

Gewässertypen, bei denen bisher die Vermutung der Anlage G bestätigt wurde, wären beispielsweise das Epipotamal mittel im östlichen Flach- und Hügelland, das Hyporhithral groß in den Kalkalpen und das Hyporhithral groß in der Böhmisches Masse.

Bei einigen anderen Gewässertypen hat sich hingegen bereits mehrfach gezeigt, dass die Abgabe von 50% $MJNQ_i$ die Durchgängigkeit nicht garantiert. Davon betroffen sind beispielsweise kleine Gewässer, Gewässer mit grober Verblockung, hohem Gefälle oder starker Geschiebeführung oder auch breite Gewässerbette mit nur schmalem Abflussbereich. Bei diesen Gewässern muss die Festlegung des Basisabflusses (unter Berücksichtigung von Mindestwassertiefe und Mindestfließgeschwindigkeit) einer gesonderten Prüfung durch die Behörde unterzogen werden (s. dazu weiter oben im Text). Anthropogen stark überformte Gewässer (Belastungskombinationen!) wie z.B. jene mit verbreitertem Flussbett oder mit monotonen Abflussprofilen sind generell problematisch und im Einzelfall zu betrachten.

Für den davon klar zu unterscheidenden Fall, nämlich dass 50% $MJNQ_i$ kleiner als NQ_i ist, gilt die allgemeine Vermutung des § 13 Abs 2, dass die für den guten Zustand festgelegten Werte für die biologischen Qualitätskomponenten mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit erreicht werden nicht, aber es besteht für den Projektwerber – vgl. auch Kap. 2.3.1.3. - die Möglichkeit darzulegen (z.B. durch Modellierungen, Dotationsversuche, etc.), dass im konkreten Fall eine geringere Wasserführung für die Einhaltung der Durchwanderbarkeit und der davon abhängigen biologischen Werte für den guten biologischen Zustand ausreichend ist. Diese Darlegung des Projektwerbers muss einer Überprüfung durch die Behörde standhalten.

Grundsätzlich ist dabei jedoch anzumerken, dass der Basisabfluss (NQ_i) nur in Ausnahmefällen unterschritten werden sollte, immerhin stellt der Basisabfluss sicher, dass der jeweilige Gewässertyp im Hinblick auf die Dimension des Lebensraums im Wesentlichen erhalten und die Durchwanderbarkeit der Gewässerstrecke sichergestellt bleibt.

Abschließend wird darauf hingewiesen, dass die Einhaltung von Mindestwassertiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten gemäß Anlage G lediglich den Basisabfluss sicherstellt (§ 13 Abs 2 Z 1), aber noch nicht die für den guten biologischen Zustand festgelegten Werte erreicht werden können. Dazu ist eine weitere Erhöhung des Abflusses zur Sicherstellung einer dynamischen Wasserführung (§ 13 Abs 2 Z 2) erforderlich (vgl. auch Kap. 3.4.2.).

3.4.2. Dynamischer Anteil

Der dynamische Anteil hat sicherzustellen, dass wesentliche Gewässerfunktionen erhalten bleiben. Mit dieser Festlegung kann die Erreichung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit gewährleistet werden.

Bei der Festlegung des dynamischen Anteils sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- Saisonalität der natürlichen Sohlumlagerung und damit eine gewässertypische Substratzusammensetzung. Die Dynamisierung trägt sowohl zu einer beständigen Feinsedimentmobilisierung, zum Erhalt der gewässertypspezifischen Substratqualität und benthischen wirbellosen Fauna als auch zum Erhalt der natürlichen Produktivität der Gewässer bei. Der zur Sohlumlagerung notwendige Abfluss ist gegebenenfalls durch hydraulische Modellierungen zu eruieren.
- eine ausreichende Strömung zu Zeiten der Laichzüge
- unterschiedliche Habitatsprüche der einzelnen Altersstadien der maßgeblichen Organismen zu verschiedenen Zeiten des Jahres

- Die Größe des Lebensraums in seiner natürlichen Ausprägung (z.B. Breiten- und Tiefenvarianzen) wird nicht maßgeblich eingeschränkt. Durch eine entsprechende Dynamisierung des Abflusses wird der sich jahreszeitlich natürlicherweise ändernden Benetzung der Gewässerfläche Rechnung getragen
- gewässertypische Sauerstoff- und Temperaturverhältnisse

Eine Restwassermenge die 20% der aktuell im Gewässer fließenden Wassermenge entspricht, erfüllt mit hoher Wahrscheinlichkeit die oben genannten Anforderungen. Auch die Vorschreibung geringerer Mengen, wie z.B. ein dynamischer Anteil zwischen 10 und 20% des aktuellen Zuflusses, oder eine Dynamisierung auf Basis von Monatsmittelwerten bzw. saisonalen Werten kann für die Erreichung der biologischen Qualitätsziele ausreichen. Dies ist im Einzelfall zu beurteilen. Bei Anwendung der generellen Werte (z.B. 20%) sollte jedenfalls geprüft werden, ob eine ausreichende Strömung während der Laichzeiten gegeben ist.

3.4.3. Zusammenfassung

Bei der Festlegung des ökologisch notwendigen Mindestabflusses müssen folgende Punkte geprüft werden:

1. Festlegung des Basisabflusses
 - welcher Wert ist zutreffend? NQ_t oder $1/3$ bzw. $1/2$ $MJNQ_t$?
 - ist diese Wassermenge ausreichend um Tiefen und Fließgeschwindigkeiten (Anlage G) einzuhalten? Wenn nein, ist eine Erhöhung erforderlich?
2. Festlegung eines dynamischen Abflusses
 - sind die in § 13 Abs 2 Z 2 QZV Ökologie OG angeführten wesentlichen Gewässerfunktionen erfüllt?

3.4.4. Hydrologische Werte

Es ist zu beachten, dass die jeweils aktuellsten hydrologischen Kennwerte für die einzelnen Fließgewässer heranzuziehen sind, die bei den Hydrographischen Abteilungen bei den Ämtern der Landesregierungen aufliegen.

Im Einzelfall sind für das zu betrachtende Fließgewässer jene Kennwerte heranzuziehen, die über einen möglichst langen Zeitraum - im Idealfall über mindestens zehn Jahre - gemessen wurden.

Die hydrologischen Kennwerte beziehen sich auf die natürliche, anthropogen unbeeinträchtigte Situation im Fließgewässer, nicht auf eine möglicherweise bereits anthropogen veränderte Abflusssituation. Daher wurden die Bezeichnungen „ $MJNQ_t$ natürlich“ und „ NQ_t natürlich“ gewählt. Die entsprechenden Anmerkungen im Hydrographischen Jahrbuch zu den Beeinflussungen der jeweiligen Messstellen durch Zu- oder Ableitungen bzw. Speicherungen sind demnach zu berücksichtigen.

Für jene Gewässer, für die keine Pegelraten verfügbar sind, wird empfohlen, die hydrologischen Werte über Modellrechnungen, wie zum Beispiel über Analogieschlüsse eines repräsentativen Pegels an demselben Gewässer oder über Regionalisierungsmodelle zu ermitteln. Die Methode der Kennzahlenermittlung ist nachvollziehbar und plausibel darzulegen. Es wird in diesem Zusammenhang empfohlen, die angewandte Methode der Ermittlung der hydrologischen Kennzahlen bei den Hydrographischen Abteilungen der jeweiligen Ämter der Landesregierungen überprüfen zu lassen.

3.4.5. Anthropogene Wasserführungsschwankungen

Das Sunk-Schwall-Verhältnis bezieht sich auf das Verhältnis von Basisabfluss zu den Schwallspitzen bei anthropogen verursachten Abflussschwankungen (wie insbesondere beim Schwallbetrieb zur Elektrizitätserzeugung) in kleinen und mittleren Gewässern. Überschreitet das Sunk-Schwall-Verhältnis nicht den Wert von 1:3 und beträgt die Wasserbedeckung der Gewässersohle bei Sunk mindestens 80 % der bei Schwall bedeckten Sohlfläche, ist davon auszugehen, dass keine signifikante Belastung im Gewässer vorliegt und somit die Erreichung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet wird.

Bei großen Flüssen (siehe Anlage A 1) können keine generellen Werte für das Verhältnis Schwall/Sunk festgelegt werden. Die Auswirkungen von Schwallereignissen auf den Zustand dieser Gewässer sind im Einzelfall auf der Grundlage des Anhangs C zum WRG 1959 zu beurteilen bzw. abzuschätzen, da sich bei großen Flüssen gezeigt hat, dass bereits Sunk-Schwall-Verhältnisse deutlich unter 1:3 zu einer Verfehlung des guten Zustands führen können.

3.4.6. Veränderungen der Abflussverhältnisse

Eine Verringerung der flusstypspezifischen Strömungsgeschwindigkeit führt zu einer verstärkten Sedimentation von Feinsubstraten und damit auch zu einer Verschiebung der Substratverhältnisse im Gewässer. Da die benthische Lebenswelt hochgradig mit unterschiedlichen Kornfraktionen korreliert, ist eine drastische Änderung der benthischen Lebensgemeinschaften in Staubereichen die Folge (die Zusammensetzung des Makrozoobenthos verliert den Fließgewässercharakter).

Fische zeigen erst ab einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,3 m/s eine präzise Orientierung gegen die Strömung, unterhalb dieser Grenzggeschwindigkeit verlieren die Fische zunehmend die Orientierung.

Bei einer Reduktion der Fließgeschwindigkeit auf unter 0,3m/s zeigen sich bereits massive Auswirkungen auf die Gewässerorganismen.

Gewässerstrecken mit anthropogen reduzierter Fließgeschwindigkeit dürfen im „guten Zustand“ daher nur auf „kurzen Strecken“ auftreten (vgl. § 13 Abs 4 QZV Ökologie OG). Der Begriff „kurze Strecken“ muss sehr eng interpretiert werden, zumal schon bei einer Fließgeschwindigkeit von über 0,3 m/s negative Veränderungen der benthischen Lebensgemeinschaften in wissenschaftlichen Studien nachgewiesen wurden.

Was im gegebenen Zusammenhang als "kurz" zu verstehen ist, ist nicht eindeutig in Zahlen zu fassen, da dieses Kriterium auch mit der Strukturausstattung des Gewässers in Zusammenhang steht (siehe auch die Ausführungen zur Beurteilung von Auswirkungen hydromorphologischer Belastungen in 2.3.1.2). Keinesfalls darf der Begriff "kurz" automatisch mit dem Begriff "kleinräumig" (§ 5 QZV Ökologie OG) gleichgesetzt werden. In diesem Sinne bedeutet "kurz" weniger als "kleinräumig".

In der „Ist-Bestandsanalyse“ wurden beispielsweise Stau als signifikante Belastungen betrachtet, wenn sie eine Rückstaulänge von > 500m bei Gewässern mit Einzugsgebiet >100km² und >100m bei Gewässern mit Einzugsgebiet <100km² aufwiesen.

§ 13 QZV Ökologie OG enthält Richtwerte für die Beurteilung des guten hydromorphologischen Zustands anhand von Einzelparametern. Bei Stauen ist zu beachten, dass sich die Auswirkungen von Stauhaltungen nicht ausschließlich auf den Parameter „Reduktion der Fließgeschwindigkeit“ beschränken, sondern diese parallel dazu auch andere Auswirkungen haben können. Beispielsweise können im Staubereich aber auch im Unterwasserbereich einer Stauanlage weitere morphologische Beeinträchtigungen auftreten (z.B. Uferdynamik ist gestört). Längere Stau können zudem auch als Wanderhindernis wirken, insbesondere für rheophile Arten.

Mehrere kleine Eingriffe können sich zudem in ihrer biologischen Wirkung summieren; so führt z.B. ein kurzer Stau noch zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung des Zustands, während eine Abfolge mehrerer kurzer Stau die Abflussverhältnisse, den Gewässertyp und somit die Lebensbedingungen für die Organismen wesentlich verändert. Auch andere Belastungskombinationen (z.B. Stau und Nährstoffbelastung, Stau und bestehende Uferverbauungen, etc.) sind zu beachten.

Besondere Aufmerksamkeit ist bei der Beurteilung von Abschnitten mit starker Geschiebeführung gegeben. Hier können Stau möglicherweise auch als „Sedimentfalle“ fungieren, die Staumspülungen erforderlich machen.

Diese oben angeführten Auswirkungen von Stauen auf die biologischen Komponenten sind über den Parameter "Reduktion der Fließgeschwindigkeit" nicht unmittelbar erfasst und gesondert zu bewerten.

3.4.7. Anthropogene Wanderungshindernisse

Die longitudinale (flussaufwärts und flussabwärts) sowie die laterale (in Nebengewässer und Zubringer) Durchwanderbarkeit einer Gewässerstrecke ist für eine langfristige Erhaltung des guten Zustandes bedeutsam.

Es ist davon auszugehen, dass Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit im natürlichen Fischlebensraum (wie z.B. Querbauwerke oder unzureichendes Restwasser) Auswirkungen auf weite Gewässerstrecken oder sogar Gewässersysteme haben können. Auch wenn im betroffenen Wasserkörper derzeit ein guter Zustand gegeben ist, sind langfristige Auswirkungen bzw. Auswirkungen auf andere Wasserkörper anzunehmen. Abweichungen von der Durchgängigkeit sind daher nur in sehr geringem Ausmaß zulässig. Fischaufstiegshilfen kompensieren nur teilweise die Auswirkungen anthropogener Wanderhindernisse; sie stellen meist auch nur die flussaufwärts gerichtete Wanderung sicher. Die Durchwanderbarkeit ist daher im Vergleich zu natürlichen Gewässern bereits geringfügig eingeschränkt.

Die Durchwanderbarkeit einer Gewässerstrecke ist dann gegeben (bzw. nur geringfügig eingeschränkt), wenn eine Fischpassage für die Leitfischarten und typischen Begleitfischarten entsprechend der aktuellen gewässertypspezifischen Leitbilder (nach dem "Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische") gegeben ist und ein wesentlicher Teil der wanderwilligen Individuen und Altersstadien (ab 1+) dieser Fischarten unter Berücksichtigung der größenbestimmenden Fischart gegeben ist.

Aufgrund der unterschiedlichen Wanderzeiten der einzelnen Fischarten im Jahresverlauf ist die Durchwanderbarkeit ganzjährig sicherzustellen. Ausgenommen davon sind Zeiten mit extremen Abflussbedingungen im Gewässer (Abflüsse $> Q_{30}$ und Abflüsse $< Q_{347}$ bzw. $MJNQ_1$). Daher hat auch die Dotation von Fischaufstiegshilfen ganzjährig zu erfolgen.

Für die Beurteilung der Durchwanderbarkeit von Restwasserstrecken sind die Richtwerte aus Anlage G heranzuziehen.

3.4.8. Ufer- und Sohldynamik

Die Einhaltung der Werte der biologischen Qualitätskomponenten für den „guten Zustand“ kann mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit gewährleistet werden, wenn ein Abschnitt gemäß der im „Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung“ festgelegten Bewertung für die Hydromorphologie als morphologisch „gut“ zu beurteilen ist.

In Abschnitten, die gemäß der oben genannten Bewertungsmethode als morphologisch „mäßig“ bewertet werden, ist – je nach Länge der belasteten Strecken bzw. Ausprägung der Belastung (es ist etwa nur die Uferdynamik gestört, die Sohldynamik ist nicht verändert) – dennoch eine Einhaltung der Werte der biologischen Qualitätskomponenten für den „guten Zustand“ möglich.

Die Auswirkungen morphologischer Belastungen, zB auf die Fischfauna, können sehr unterschiedlich sein, wobei es darauf ankommt, ob der mäßige morphologische Zustand über lange Gewässerabschnitte zu finden ist, oder ob auch ausreichend lange Abschnitte im „guten morphologischen Zustand“ vorhanden sind, die Lebensraum, Laichplätze usw. bieten.

Mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ist davon auszugehen, dass in Abschnitten die morphologisch als unbefriedigend oder schlecht zu beurteilen sind, die Werte der biologischen Qualitätskomponenten für den „guten Zustand“ nicht eingehalten sind. Dies wird insbesondere dann gegeben sein, wenn

- die Uferlinien durchgehend anthropogen überformt oder verbaut sind oder
- die Sohldynamik durchgehend unterbunden ist und nur vereinzelt Stellen mit offener Sohle vorhanden oder
- das Sohlsubstrat durch vollständige Sohlumgestaltung (z. B. überwiegend Sohlpflasterung) verändert ist.

4. Anhang A : Überblick über Verordnungsinhalte

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über den Aufbau der Verordnung (Text und Anlagen) und Hintergrunddokumente:

Verordnungstext	Verwiesene Anlagen	Hintergrunddokumente
1. Hauptstück: Allgemeine Bestimmungen		
§ 1 Ziel		
§ 2 Geltungsbereich		
§ 3 Begriffsbestimmungen		
§ 4 Qualitätskomponenten für die Bestimmung des ökologischen Zustands	Anlage A Typen von Oberflächengewässern Anlage A 1 Aquatische Bio-regionen Anlage A 2 Fließgewässer Anlage A 3 See	Karten O-TYP1 bis O-TYP 5 auf http://wisa.lebensministerium.at Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Einleitung Chemische Komponenten des ökologischen Zustands: Anlagen B und C der QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006)
§ 5 Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten für Fließgewässer		Oberflächenwasserkörper: Methodik der Ist-Bestandsanalyse 2005, NGP
§ 6 Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässer und Seen	Aussagekraft der Qualitätskomponenten Anlage B 1 Fließgewässer Anlage B 2 Seen	
2. Hauptstück: Fließgewässer		
1. Abschnitt: Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten		
§ 7 Phytoplankton		Z 2 Anhang C WRG
§ 8 Makrophyten	Anlage C	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A4 – Fließgewässer/ Makrophyten
§ 9 Phytobenthos	Anlage D	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A3 – Fließgewässer/ Phytobenthos
§ 10 Benthische wirbellose Fauna	Anlage E	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Fließgewässer/ Makrozoobenthos
§ 11 Fischfauna	Anlage F	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fließgewässer/Fische
2. Abschnitt: Qualitätsziele für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten		
§ 12 Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand		Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung, Hydromorphologische Leitbilder (DVD) Karte O-TYP 2 (http://wisa.lebensministerium.at)
§ 13 Richtwerte für den guten hydromorphologischen Zustand	Anlage G	Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung
3. Abschnitt: Qualitätsziele für die allgemeinen physikal.-chem. Qualitätskomponenten		

§ 14 Qualitätsziele für die allgem. physikal.-chem. Qualitätskomponenten	Anlage H	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – allgemein physikal.-chem. Qualitätskomponenten in Fließgewässern GZÜV (BGBl.II 479/2006)
3. Hauptstück: Seen		
1. Abschnitt: Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten		
§ 15 Phytoplankton	Anlage I	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B2 – Seen/Phytoplankton
§ 16 Makrophyten	Anlage J	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B3 – Seen/Makrophyten
§ 17 Fischfauna	Anlage K	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1 – Seen/Fische
2. Abschnitt: Qualitätsziele für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten		
§ 18 Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand		
§ 19 Richtwerte für den guten hydromorphologischen Zustand		
3. Abschnitt: Qualitätsziele für die allgemeinen physikal.-chem. Qualitätskomponenten		
§ 20 Qualitätsziele für die allgem. physikal.-chem. Qualitätskomponenten	Anlage L	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – allgemein physikal.-chem. Qualitätskomponenten in Fließgewässern GZÜV (BGBl.II 479/2006)
Schlussbestimmungen		
§ 21 In Kraft Treten		
§ 22 Bezugnahme auf Gemeinschaftsrecht		

5. Anhang B: Interpretationshilfe für die Bewertungsergebnisse:

Die Ergebnisse der Bewertungen der einzelnen Module der biologischen Qualitätselemente geben Auskunft über folgende Belastungen:

Fließgewässer

Belastung	Phytoplankton	Phytobenthos	Makrophyten	Makrozoobenthos	Fische
Sauerstoffhaushalt, organische Belastung		Modul Saprobie		Modul Saprobie	
Nährstoffbelastungen	Einzelfallbewertung Donau, March, Thaya	Modul Trophie	Makrophytenindex		
Hydromorphologische Belastungen				Modul Allgemeine Degradation	Fischindex Austria
Sonstige Belastungen (Versalzung, Versauerung, toxische Belastungen,...)		Modul Referenzartenindex			

Diese Tabelle ersetzt nicht die Anlage B („Aussagekraft der Qualitätskomponenten in Bezug auf Belastungen der Oberflächengewässer“, § 6 QZV Ökologie OG), sie dient lediglich als zusätzliche Hilfestellung und vereinfachte Übersicht für die Interpretation der Bewertungsergebnisse.

Der gegenständliche Erlass ist auch auf der Homepage des BMLFUW (www.lebensministerium.at) (Wasser/Wasser in Österreich/Nationales Wasserrecht/Wasserwirtschaftliche Planung/Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer - QZV Ökologie OG) unter nachstehendem Link abrufbar:
http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht_national/planung/QZVOekologieOG.html

Für den Bundesminister:

Dr. Jäger

